

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
TERIOLOOGIA ÕPPETOOL

Maarja Poska

**LENDORAVA (*PTEROMYS VOLANS*)
LEIUKOHA ASUSTATUS: PUISTU- JA
MAASTIKUSEOSED**

Magistritöö

Juhendaja: Jaanus Remm, PhD

TARTU 2017

Infoleht

Peamiselt ohustab tänapäeval liike inimeste põhjustatud elupaikade hävimine. Nii on omavahel seotud ka lageraie ja vähenenud lendorava arvukus. Parimate pesitsuselupaikade määratlemine aitab parandada liigi kaitset ja edendada bioloogiliselt jätkusuutlikku metsamajandust. Käesolevast tööst järeldub, et lendorava pesitsuselupaigad peaksid olema vähemalt 20 hektari suurusel. Toidurohkuse võivad tagada nende läheduses olevad avatud metsata alad. Samuti võib nii avamaastiku kui ka hiljutiste raismike läheduses langeda näriliste arvukusega kisklussurve lendoravale. Sellest järeldub, et metsamajandusel võib olla nii positiivseid kui ka negatiivseid mõjusid. Oluline on siiski mõista, et koha asustatuse tõus üksi ei pruugi viidata lendorava populatsiooni paremale käekäigule. Seda näiteks juhul, kui lendoravad on sunnitud koonduma allesjäänud elupaikadesse. Samuti ei osuta lendorava puudumine alati koha madalale kvaliteedile. Käesolevast tööst järeldub, et Eesti lendorava populatsiooni elujõulisuse tagamisel on oluline suund nende loomade tugiasustamine.

Märksõnad: lendorav, elupaiganõudlus, koha asustatus, lageraie

Information sheet

Nowadays, human induced habitat loss is the main threat to species. According to this, clear-cutting and declined siberian flying squirrel abundance is also related. Defining the best breeding habitats helps to improve the conservation of the species and to promote biologically sustainable forest management. Based on the results of this study, the flying squirrel breeding habitats should be at least 20 ha. Proximity to open unforested areas could ensure food abundance. Also, the predation pressure to flying squirrels could decline with increased rodent abundance in recent clear-cut areas or open areas. Therefore, forest management could have a positive, as well as a negative impact. However, it is important to understand that the increase in site occupancy alone may not indicate better conditions for the flying squirrel population. For example, when flying squirrels are forced to aggregate to the few breeding sites left in the landscape. Likewise, unoccupied sites may not always indicate low quality of the site. According to the results of this study, the augmentation is an important course to take to ensure the vitality of the Estonian flying squirrel population.

Key words: siberian flying squirrel, habitat requirement, site occupancy, clear-cutting

Sisukord

1. Sissejuhatus	7
2. Lendorav.....	9
2.1. Levila ja ohustatus	9
2.2. Toitumine.....	10
2.3. Pesapaik	10
2.4. Kodupiirkond	11
2.5. Liikumisvõime	11
2.6. Noorloomade levimimine	12
2.7. Maastikukasutus.....	13
3. Materjal ja metoodika.....	15
3.1. Andmete päritolu ja töö autori panus.....	15
3.2. Uurimisala kirjeldus.....	15
3.3. Andmekäitlus ja uuritud tunnused	17
3.3.1. Lendorava leiukohad ja nende asustatus	17
3.3.2. Pesitsuselupaiga sobivuse piirmäärad	18
3.3.3. Seletavad keskkonnatunnused.....	19
3.4. Andmeanalüüs	22
3.4.1. Üldistatud aditiivne mudel	22
3.4.2. Mitmetunnuselised leiukoha asustatuse mudelid	23
3.4.3. Asustatud leiukohtade arvukuse muutuse mudel	23
4. Tulemused	24
4.1. Koha sobivus.....	24
4.2. Maastiku sobivus	26
4.2.1. Maastiku sobivus 500 m ulatuses	26
4.2.2. Maastiku sobivus 2 km ulatuses	28
4.2.3. Maastiku sobivus 9 km ulatuses	29
4.2.4. Maastikutunnuste väärtuste statistika	30
4.3. Aastate lõikes asustatud leiukohtade arvukuse muutus	30
5. Arutelu.....	31
5.1. Kohatunnuste seosed lendorava leiukoha asustatusega	31

5.1.1.	Pindala seos lendorava leiukoha asustatusega.....	31
5.1.2.	Puistute koosseisu seosed lendorava leiukoha asustatusega	33
5.2.	Maastikutunnuste seosed lendorava leiukoha asustatusega.....	34
5.2.1.	Madalate metsade seosed lendorava leiukoha asustatusega	34
5.2.2.	Potentsiaalsete pesitsuselupaikade seosed lendorava leiukoha asustatusega	35
5.2.3.	Liikumismaastiku trend lendorava leiukohtade asustatusega.....	36
5.2.4.	Avamaastiku trend lendorava leiukoha asustatusega	36
5.3.	Aastate lõikes asustatud leiukohtade arvukuse muutus	37
5.4.	Andmete usaldusväärsuse hinnang	37
5.5.	Töö olulisemad järeldused	38
5.6.	Töö rakenduslik väärtus ja edasised uuringud	39
	Kokkuvõte	40
	Summary.....	41
	Tänuavaldused.....	43
	Kasutatud kirjandus	44
	Lisa 1. Analüüsi kaasatud leiukoht Kütametsa (Änniksaare).....	50
	Lisa 2. Analüüsist väljajäetud leiukoht Karujälje 2.....	51
	Lisa 3. Ebakvaliteetse liikumismaastiku määratlemiseks vajalik info	52
	Lisa 4. Spearmani korrelatsioonimaatriksid	53
	Lisa 5. Ülevaade keskkonnatunnuste väärtustest	54

1. Sissejuhatus

Elupaikade kadumine inimtegevuse tõttu on tänapäeva liigikaitses üheks suurimaks probleemiks (Foley *et al.*, 2005). Peamine põhjus seisneb selles, et looduslikud elupaigad (sh metsad) hävitatakse põllumaade või asulate rajamisel. Mitmed metsades elavad liigid väldivad avamaastikke või metsaservi, mistõttu on takistatud nende elutegevus (Bakker & Van Vuren, 2004; Smith *et al.*, 2011). Kuigi elukeskkonna muutuse mõju ei pruugi avalduda koheselt, võivad tagajärjed olla sellegipoolest suured või isegi pöördumatud (Tchabovsky *et al.*, 2016). Seepärast ennustatakse, et erinevate faktorite koosmõjul, eeskätt inimtegevuse tõttu, on 21. sajandil liikide väljasuremine võrreldes ajaloolise tasemega mitu korda kõrgem (Pereira *et al.*, 2010).

Nii on inimkonna kasvuga koos üha enam intensiivistunud ka metsade tulunduslik majandamine. ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsiooni 2016. aastal avaldatud aruanne maailma metsade seisust kinnitab, et maailma mastaabis on perioodil 1990–2015 metsad vähenenud 3,1% võrra. Metsade vähenemise aeglustamine kaitseks kogu maismaaliikide elurikkust kuni 75% võrra. Samas on parasvöötme ja boreaalsete metsade raiemahud alates 19. sajandi lõpust vähenenud. Seda seostatakse efektiivsema põllumajandustehnoloogia, linnastumise ja kivisöe kasutuselevõtuga. Alates 20. sajandi lõpust on näha ka juba nende metsamaade tõusutrendi, mida võib seletada metsastunud põllumaaga. (FAO, 2016)

Geobotaanilise liigenduse järgi parasvöötme segametsa vööndisse kuuluva Eesti (Paal, 1999) metsasus järgib vööndile iseloomulikku tõusutrendi. Statistilise metsainventuuri järgi oli Eestis metsamaad 2008. aastal 2,20 miljonit ha ehk 48,6% riigi pindalast ning 2016. aastal juba 2,31 miljonit ha ehk 51,0% riigi pindalast (Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus, 2009; Keskkonnaagentuur, 2017). Enamik metsamaast jaotub majandusmetsaks. See moodustas 2016. aastal 2,03 miljonit ha ehk 88% metsamaast (Keskkonnaagentuur, 2017). Keskmiselt olid riigimetsad 61 aastased ja erametsad 50 aastased.

Metsamaa pindala suurenemisest hoolimata on mitmed liigid ohustatud vanades metsades asuvate elupaikade kadumise ja killustumise tõttu. Seda seostatakse Põhja-Euroopas levinud lageraiega, mis jagab vanad metsamassiivid väiksemateks osadeks ning homogeniseerib puistuid (Kuuluvainen, 2009). Näiteks on Eestis metsamajandamise

tulemusena vähese inimhõuga loodusmetsi kogu metsamaast alles hinnanguliselt vaid 54 700 hektarit ehk 2,4% (Paal, 2007; Keskkonnaagentuur, 2016). See on seadnud ohtu sellistes metsades elavad I kaitsekategooria liigid lendorava (*Pteromys volans*) ja musttoonekure (*Ciconia nigra*) ning II kaitsekategooria liigi metsise (*Tetrao urogallus*) (Kotkaklubi, 2009; Randla *et al.*, 2015; Timm & Ojaste, 2016).

Loomaliikide pikaajaliseks säilimiseks on oluline, et isendid kohtuks liigikaaslastega ning oleks võimalised asustama kvaliteetseid elupaiku (Reunanen *et al.*, 2002). On leitud, et lendorava asustatud pesitsuselupaigalaikude rohkust tõstab lisaks nende kvaliteedile ka sobiva liikumismaastikuga ühendatud laikude hulk (Hurme *et al.*, 2008a; Reunanen *et al.*, 2002). Seega võib pesitsemiseks sobivate elupaikade asustussageduse ja liigi arvukuse langus olla seotud pesitsuselupaigalaikude isoleerumisega. Populatsiooni seisundi ja perspektiivide hindamisel on oluline arvesse võtta sobivate pesitsuselupaikade olemasolu, kvaliteeti, paiknemist maastikus ning sidusust lähedalasuvate pesitsuselupaigalaikudega (Reunanen *et al.*, 2002; Smith *et al.*, 2011). Viimastel aastatel uuritakse metsamajandamise mõju liikidele, nende elupaikadele ja jätkusuutlikkusele palju, sest intensiivse metsamajanduse tingimustes on looduskaitseks oluline tunda selle pikaajalist mõju (Estavillo *et al.*, 2013; Michał & Rafał, 2014; Reunanen & Mönkkönen, 2015).

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on selgitada, milliste keskkonnatunnustega seostub Eestis tugevalt ohustatud imetaja, lendorava, leiukohtade asustatus. Selline info on vajalik lendorava populatsiooni pikaajalise elujõulisuse tagamiseks ning looduskaitse jätkusuutliku metsamajanduse edendamiseks. Teades, millised pesitsuselupaigad on sobivamad ja sagedamini kasutatud, on võimalik senisest täpsemalt suunata liigikaitse tähelepanu ja tegevusi. Kesksed uurimisküsimused on: kuidas mõjutab koha pindala, puistute koosseis ja ümbritsev maastik koha asustatust ja sellega seoses Eesti lendorava populatsiooni; miks jäävad mõned pealtnäha sobivad pesitsuselupaigad asustamata; kas ümbruskonna metsamajanduse praktika mõjutab asustust. Eelnevatest uuringutest teada oleva informatsiooni põhjal püstitati hüpotees, et leiukohas ja selle ümbruses paikneva kvaliteetse elupaiga hulga ning kuuse (*Picea abies*) ja lehtpuude rohkuse suurenemisega ja männi (*Pinus sylvestris*) vähenemisega kaasneb koha asustatuse tõenäosuse tõus. Madalad (sh noored) metsad on liikumistakistuseks ning nende suurem osakaal maastikus seostub eeldatavasti leiukoha madalama asustussagedusega.

2. Lendorav

2.1. Levila ja ohustatus

Lendorav levib vanades boreaalsetes metsades Eestis, Soomes, Valgevenes, Venemaal, Mongoolias, Koreas ja Loode-Hiinas (Shar *et al.*, 2016). Kuigi arvukuse trend on kogu areaalil langev, on liik Rahvusvahelise Looduskaitseliidu Punases nimistus määratud kategooriasse „soodsas seisundis“ (ingl *least concern*; Shar *et al.*, 2016). Peamiseks ohuteguriteks arvatakse olevat levinud lageraiepraktika tõttu elupaikade hävimine ja killustumine (Reunanen *et al.*, 2002; Lampila *et al.*, 2009a). Näiteks on Põhja-Soomes leitud, et 10 ha sobiva metsamaa kadumisel, langes populatsiooni arvukus umbes 8 isendi võrra (Koskimäki *et al.*, 2014). Ohuks võib olla ka kisklus röövlindude ja metsnugise (*Martes martes*) näol (Timm & Kiristaja, 2002; Selonon *et al.*, 2010). Edela-Soomes leiti, et liigi arvukus on langenud nii händkaku (*Strix uralensis*), kassikaku (*Bubo bubo*) kui ka kanakulli (*Accipiter gentilis*) tõttu (Selonen *et al.*, 2010). Samas ei suudetud kiskluse või kliima mõju lendorava arvukuse langusele tuvastada Põhja-Soomes (Koskimäki *et al.*, 2014). Euroopas kuulub lendorav Loodusdirektiivi II ja IV lisasse, milles on märgitud ohustatud taime- ja loomaliigid, mille kaitseks peab moodustama loodusala, ning ranget kaitset vajavad liigid (Council of the European Union, 1992; Shar *et al.*, 2016).

Viimase saja aasta jooksul on Eesti lendorava populatsiooni arvukus samuti langenud (Timm & Ojaste, 2016). Ajalooliselt on neid leidunud Harju-, Rapla-, Jõgeva-, Pärnu-, Viljandi-, Valga-, Võru- ja Tartumaal, kuid käesoleval ajal asustab lendorav suure tõenäosusega vaid Virumaa keskosa (Timm & Ojaste, 2016). Kui 1994. aastal oli 23% sobivatest metsadest asustatud, siis 2014. aastal oli asustatud 14,8% (Timm & Ojaste, 2016). Absaloni (2013) magistritööst järeldub, et selle peamine põhjus võib olla vähene elupaikade sidusus. Hinnanguliselt on Virumaa lendorava piirkonnas (250 km²) piisavalt pesitsuselupaiku, et maksimaalselt mahutada 1704–5600 isendit (Absalon, 2013). Mõningatel andmetel moodustuks 1198 erineva liigi jaoks minimaalne elujõuline populatsioon 1377 isendist (Brook *et al.*, 2006), kuid on jõutud ka järeldusele, et selline hinnang pole liikide vahelise suure varieeruvuse tõttu usaldusväärne lävend (Flather *et al.*, 2011).

2.2. Toitumine

Lendoravat seostatakse eelkõige vanade haabade (*Populus tremula*) ja kuuskedega (Hurme *et al.*, 2008a; Santangeli *et al.*, 2013). Lisaks on teada, et talle on olulised ka teised lehtpuud, näiteks hall lepad (*Alnus incana*), sanglepad (*A. glutinosa*) ja kased (*Betula pendula* ja *B. pubescens*), mille lehtedest, võrsetest, koorest ja seemnetest ta toitub (Timm & Kiristaja, 2002). Kui üldiselt ei tundu toidunappus lendoravale probleemiks olema, siis talvisel ja varakevadisel perioodil võivad kase ja lepa urvad olla limiteerivad ressursid (Hanski *et al.*, 2000). Aeg-ajalt võivad toiduks olla ka kuuse või männi noored kähbid ja okkad (Timm & Kiristaja, 2002).

2.3. Pesapaik

Eestis on leitud, et lendoravad eelistavad pesitsuselupaikadena jänesekapsa (*Oxalis acetosella*) – mustika (*Vaccinium myrtillus*) alustaimestikuga metsi (Absalon, 2013). Lendorava pesad on enamasti haabade õõnsustes, mida varjavad ümbritsevad kuused (Airapetyants & Fokin, 2003; Timm & Kiristaja, 2002). Sobivad õõnsused on enamuses suur-kirjurähni (*Dendrocopos major*) rajatud, kuid võivad olla tekkinud ka muul moel (Hanski *et al.*, 2000). On teada, et lendoravad asustavad vanu metsi, kuid täpseid vanusepiire on vähe uuritud. Soome põhjaosas on leitud, et lendoravad asustavad keskmiselt 166-aastaseid puistuid (Hurme *et al.*, 2008b). Eestis on seevastu eelistatud õõneterohkete 70–120-aastaste haabadega puistud (Remm, 2010). Samas leidis Absalon (2013) oma magistritöös, et metsa vanuse optimum Eestis on 126 aasta juures. Seega on oluline eri suktsessiooni staadiumite olemasolu, mis tagaks pidevalt sobiva metsa juurdekasvu (Reunanen *et al.*, 2000).

Pesaõõnsusi on leitud ka kuuskedest ja leppadest (Hanski *et al.*, 2000). Lendoravad võivad kasutada ka kuuskedel või mändidel paiknevaid vanu risupesi, mille on tavaliselt ehitanud punaorav (*Sciurus vulgaris*; Hanski *et al.*, 2000). Emased lendoravad siiski pigem väldivad neid (Hanski *et al.*, 2000). Lisaks on leitud, et mändide rohkus mõjub asustatusele negatiivselt (Santangeli *et al.*, 2013). Soome andmetel võivad lendoravad vahel kasutada ka tehispesi, eriti looduslike õõnsuste puudumisel, ja suudavad neis ka edukalt paljuneda (Hanski *et al.*, 2000; Selonen *et al.*, 2013). Samas on Eestis tehispesade kasutust tuvastatud vähe (Remm, 2010).

Tavaliselt on korraga kasutuses mitu pesa. Näiteks Lõuna-Soome uuringu kohaselt on emastel keskmiselt 5 ja isastel 8 pesa (Hanski *et al.*, 2000). Leiti, et nad võivad neid ka omavahel jagada. Seda juhtub rohkem talvel ja sügisel, sest pesitsemise ajal kevadel ja suvel elatakse üksinda. Enamikel juhtudel võib ühest pesast leida emase ja isase, kes pole omavahel lähisuguluses (Selonen *et al.*, 2014). Mitme pesa kasutamine on tingitud ilmselt lendorava suurest kodupiirkonnast, kuid võib samal ajal olla seotud ka parasiitide või kisklusriski vähendamisega (Hanski *et al.*, 2000).

2.4. Kodupiirkond

Lõuna-Soomes on lendorava kodupiirkonna suurus isastel keskmiselt 60 ha ja emastel 8 ha (Selonen *et al.*, 2001). Eesti lendoravate kodupiirkonnad on väiksemad, olles isastel keskmiselt 16 ha ning emastel 6 ha suurused (Absalon, 2013). Erinevus võib tulla vaatlusperioodist, sest on teada, et kevadel liiguvad vähemalt isased rohkem (Selonen *et al.*, 2013). Samas on täpne põhjus teadmata (Absalon, 2013), kuid see näitab, et Eesti ja Soome lendoravate vahel on erinevusi.

Kodupiirkonna paiknemist maastikus mõjutavad mitmed eri tegurid ja nende koosmõjud. Näiteks ei ole pesapuud ainukesed kodupiirkonna paiknemist määravaks teguriks, kuna pooled pesadest asuvad kodupiirkonna kõige sagedamini kasutatavast tuumalast väljaspool (Hanski *et al.*, 2000). On teada, et lendorava kodupiirkonda mõjutavad ka ressursside asukohad ja kisklus (Desrochers *et al.*, 2003; Hanski *et al.*, 2000; Mäkeläinen *et al.*, 2015). Samuti sõltub see teiste emaste asukohast, kuna emased lendoravad on terriotoriaalsed ning väldivad üksteist (Hanski & Selonen, 2009; Selonen *et al.*, 2001, 2013). Täiskasvanud lendoravad, eriti emased, on elupaigatruud, kuid võivad mõnikord harva oma kodupiirkonda muuta (Hanski *et al.*, 2000; Hanski & Selonen, 2009). Hilisema Lääne-Soome uuringu kohaselt võib kodupiirkond nihkuda vaid kuni 600 m (Selonen & Wistbacka, 2017). Elupaigatruudus võib olla üks põhjustest, miks täiskasvanute ellujäämus on noorloomadest suurem (Lampila *et al.*, 2009a; Koskimäki *et al.*, 2014).

2.5. Liikumisvõime

Lendoravad on suhteliselt liikuvad loomad. Lõuna-Soome uuringu kohaselt liiguvad emased pesast öö jooksul keskmiselt üle 100 m ning isased umbes 300 m kaugusele (Hanski *et al.*, 2000). Samas uuringus leiti, et isased võivad isegi üle 2 km kauguseid

õiseid retki sooritada. Emased liiguvad taustakeskkonnas vähem, kuna toituvad pesitsuselupaigaks olevate kuusemetsade servaaladel ning kaugemale pole neil enamasti põhjust liikuda (Selonen & Hanski, 2003). Isased seevastu liiguvad aga erinevates pesitsuselupaikades olevate emaste vahel (Selonen & Hanski, 2003). On leitud, et lendoravad võivad ületada liuglennuga kuni 70 m laiuseid avatud alasid (Selonen & Hanski, 2003). Eriti suurt liikuvust on kirjeldatud noorloomade puhul. Selonen ja Hanski (2003) tööst selgus, et üks noor emane on ületanud isegi 300 m laiuse põllu. Sellegipoolest ei sobi liikumiseks alla 10 m kõrgused puistud (Selonen *et al.*, 2001).

2.6. Noorloomade levimine

Noorloomade levimine on põhiline faktor, millest sõltub geenivool ja lendorava levik maastikus, kuna täiskasvanud isendid on enamasti elupaigatruud (Selonen & Wistbacka, 2017). Lendorav suudab killustunud maastikus levida kaugemale ning seejuures asustada häid pesitsuselupaiku (Selonen & Hanski, 2012). Lõuna- ja Lääne-Soome uuringute kohaselt on keskmine noorloomade levikukaugus ligikaudselt 2 km (Selonen & Hanski, 2012; Selonen & Wistbacka, 2017). On täheldatud, et lendoravate maksimaalne levikukaugus oli 8,7 km (Selonen & Hanski, 2012). Umbes 100 g kaaluvad herbivoorsed imetajad levivad reeglina kuni 1 km kaugusele (Sutherland *et al.*, 2000). Arvestades, et lendorav kaalub ligikaudu 140 g (Hanski *et al.*, 2000), on tema levimisvõime mitmeid kordi teistest sarnase kehakaaluga imetajatest suurem. Suur levikukaugus võib tuleneda sirgjoonelisest liikumisest (Selonen, 2004) ning võimest ületada väga mitmekesisist maastikku (Selonen & Hanski, 2006). Levimise ajal kasutavad nad palju taustakeskkonda (pesitsuselupaigalaikude vahelist maastiku osa; Selonen & Hanski, 2006) ning seetõttu soodustab uue pesitsuselupaiga asustamist liikumiseks sobiva maastiku olemasolu (Reunanen *et al.*, 2000).

Noorloomad jagunevad lühi- ja pikamaalevijateks, kelle eralduspunktiks on ligilähedaselt 2 km levikukaugus (Selonen & Hanski, 2006). Enne sünnikohast lahkumist uudistavad lühimaaleviijad rohkem sünnipiirkonda (Selonen & Hanski, 2006; Selonen *et al.*, 2012). On teada, et sünnikohta ümbritsev maastik ei mõjuta jagunemist lühi- ja pikamaalevijaks (Selonen, 2004), kuid pikamaaleviijad hakkavad liikuma kuuseenamusega metsade suunas (Selonen & Hanski, 2006). Kuna kaugemale leviijad hakkavad levima varem (Hanski &

Selonen, 2009), siis levikukaugus ei tulene vabade laikude olemasolust maastikus, vaid teistest faktoritest, mida hästi veel ei teata (Selonen *et al.*, 2012).

Kuna isased ei ole pesapaigavalikul nii nõudlikud kui emased, võib neile olla kasulik jääda sünnipiirkonda, kui läheduses on mitmeid potentsiaalseid partnereid (Hanski & Selonen, 2009). Ühtlasi on see kasulik seetõttu, et enamik õdesid on levinud eemale (Hanski & Selonen, 2009) ja asustavad üksteisest võimalikult kaugeid pesitsuselupaigalaike (Selonen & Hanski, 2010). Kuna filopatriliste poegade puhul on leitud, et nende emad liiguvad samuti sünnipaigast eemale, siis on tõenäosus sigida lähisugulasega veelgi väiksem (Selonen & Hanski, 2010). Eriti on filopatrilisus soodustatud, kui ema on hukkunud ja pesitsuselupaik on vaba (Selonen & Wistbacka, 2017). Mitmed filopatrilisuse eelised võivad olla põhjuseks, miks 38% isastest olid Lõuna-Soomes filopatrilised (Hanski & Selonen, 2009).

Lendoravad suudavad maastikus tuvastada hea kvaliteediga pesitsuselupaiku, kus on rohkem haabu ja kuuski (Selonen, 2004). Kuid on leitud, et väikestes pesitsuselupaikades ja servaaladel sündinud noorloomad asustasid ka ise väikseid pesitsuselupaike ja pesi, mis asusid metsaservale lähemal (Selonen *et al.*, 2007). Seega on autorite järelalusel võimalik, et nad ei suuda asustada oma sünnikohast kvaliteetsemaid pesitsuselupaike. Seda kinnitab ka see, et asustatud pesitsuselupaigad olid madalama kvaliteediga kui sünnikohad (Selonen *et al.*, 2007).

2.7. Maastikukasutus

Maastikus peaks olema piisavalt potentsiaalseid pesitsuselupaiku ning liikumiseks sobivat keskkonda, mis võimaldaks sooritada öiseid toidurekti, paarumiseks kaaslast leida ning levida (Selonen & Hanski, 2003). Erinevate linnu- ja loomaliikide puhul muutub maastik killustunuks ja pesitsuselupaikade asetus väga oluliseks, kui neid on maastikus alles alla 10–30% (Andrén, 1994). Põhja-Soomes on leitud, et lendorava populatsiooni jätkusuutlikkuse tagamiseks peaks maastikus olema potentsiaalseid pesitsuselupaiku vähemalt 12–16% (Reunanen *et al.*, 2004). Seda kinnitab ka Lääne-Soome uuring, mille kohaselt pidurdub geenivool populatsioonide vahel, kui maastikus on pesitsuselupaiku alla 10–20% (Lampila *et al.*, 2009b). Oluline on ka kaugus naaberelupaigast (Santangeli *et al.*, 2013). Sellega kooskõlas on leitud, et lendorava pesitsuselupaikade asustatus tõuseb maastikus olevate pesitsuselupaikade sageduse, suuruse ja läheduse kasvuga (Hurme *et al.*,

2008a; Santangeli *et al.*, 2013). Samuti on leitud, et pesitsuselupaiga osakaal ei pruugi asustatust mõjutada, kui neid on maastikus piisavalt (Mäkeläinen *et al.*, 2015). Sellisel juhul on olulisem liikumismaastiku olemasolu ja naaberelupaiga lähedus (Mäkeläinen *et al.*, 2015).

Ka avamaastikel ja servaaladel võib olla lendorava asustatusele positiivne mõju (Desrochers *et al.*, 2003; Santangeli *et al.*, 2013). Selline efekt võib tuleneda lisavalgusest, mille tõttu on lehtpuud viljakamad ja pakuvad rohkem toiduressurssi (Desrochers *et al.*, 2003; Santangeli *et al.*, 2013). Sellele annab kinnitust Absaloni (2013) magistritöös leitud lendorava toitumine lageda ala servadel. Samuti võib servaaladel leiduda vähem kiskjaid (Saga & Selås, 2012; Mäkeläinen *et al.*, 2015). Sellegi poolest on leitud, et kui avatud alasid on üle 60%, jäävad pesitsuselupaigad suure tõenäosusega asustamata (Reunanen *et al.*, 2004).

3. Materjal ja metoodika

3.1. Andmete päritolu ja töö autori panus

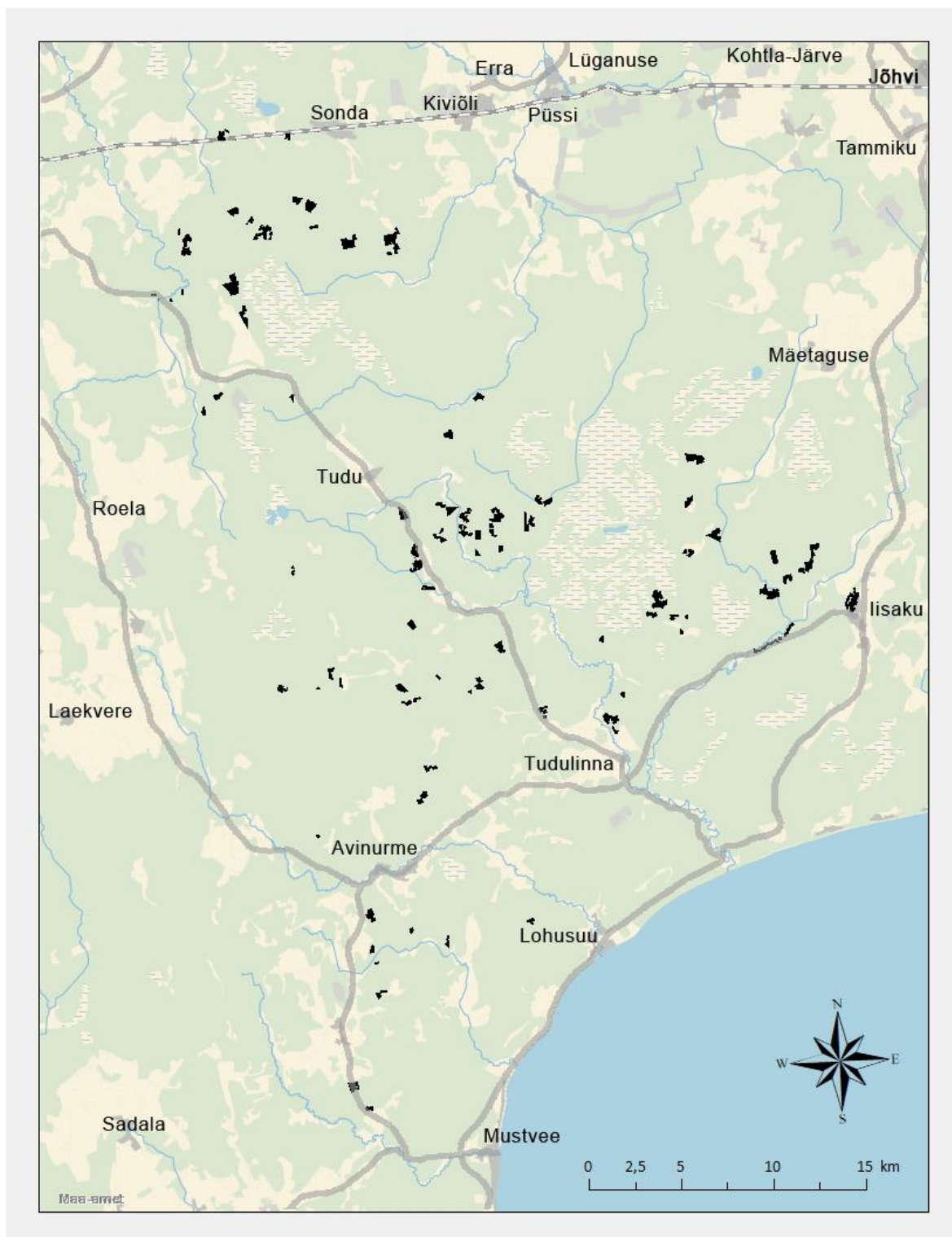
Käesolevas töös on kasutatud lendorava seire ning telemeetriliste uuringute käigus kogutud andmeid ning riiklike keskkonnainfo registreid. Lendorava leiukohtade seireandmed on kogunud põhiosas Uudo Timm riikliku seireprogrammi käigus. 2007.–2012. aasta lendorava telemeetriaandmed kogusid põhiosas Jaanus Remm, Martin Absalon ja Uudo Timm. Metsaressursi arvestuse riikliku registri (edaspidi metsaregister) andmed on seisuga 4. jaanuar 2017 (Keskkonnaagentuur). Kuna leiukohtade Kastevälja, Roogendiku 3, Mäurassaare ja Iissaare lähedusse olid sisse jäänud lisaks ajakohastele metsaregistri andmetele ka arhiveeritud andmed, siis kustutati andmetöötluse käigus arhiveeritud sissekanded. Metsaregistri infost on puudu või oma kehtivuse kaotanud üle 10 aasta vanused andmed umbes 30% riigimetsast ja 25% erametsast (Keskkonnaministeerium, 2010). Täielikult puudub maareformi kaasamata metsamaa info, kuhu kuulub 2014. aasta seisuga kogu Eesti metsamaast umbes 8% (Keskkonnaagentuur, 2016). Leiukohtade visuaalseks hindamiseks kasutati 2016. aastal pildistatud ortofotot (Maa-ameti avalik WMS teenus, 2017, <http://geoportaal.maaamet.ee/est/Teenused/Avalik-WMS-teenus-p65.html>). Eesti Topograafia Andmekogu sisaldas kogu Eesti metsamaa kaardikihti, mida kasutati maastikutunnuste leidmiseks (Maa-amet, 2014).

Käesoleva magistritöö autor osales eesmärkide püstitamisel, töö ja analüüsikäigu planeerimisel ning andmete kogumisel (va välitöö). Autor viis läbi kirjanduse analüüsi, andmekäitluse, arvutas analüüsiks vajaminevate tunnuste väärtused, viis läbi statistilise andmeanalüüsi, tegi tulemuste tõlgenduse ja järeldused ning koostas magistritöö käsikirja. Andmekäitluseks ja -analüüsiks kasutati tarkvarasid *Esri ArcGIS* (ESRI, 2011), *Microsoft Excel* (Microsoft Corporaion, 2010), *StatSoft Statistica* (StatSoft, Inc, 2011), *R* (R Core Team, 2017). Analüüside läbiviimiseks kasutati *R*-i pakette *mgcv* (Wood, 2011), *MuMIn* (Bartoń, 2016), *ape* (Paradis *et al.*, 2004).

3.2. Uurimisala kirjeldus

Uurimisala (joonis 1), mille suurus on 3000 km², paikneb Jõgeva-, Ida- ja Lääne-Virumaa piirialal. Nende maakondade metsasus on vastavalt 47,2%, 64,7% ja 55,2%. Valdavateks puuliikideks kõigis kolmes maakonnas on kuusk, kask ja mänd. Keskmise puistu vanus on

Jõgevamaal 52 a, Ida-Virumaal 58 a ja Lääne-Virumaal 61 a. (Keskkonnaagentuur, 2016, 2017)



Joonis 1: Uurimisala kaart. Mustad laigud esindavad analüüsi kaasatud täpsustatud piiridega lendorava leiukohti (N = 87).

3.3. Andmekäitlus ja uuritud tunnused

3.3.1. Lendorava leiukohad ja nende asustatus

Keskkonnaregistrisse kantud lendorava leiukohad on piiritletud eraldistega, kust on leitud lendorava tegevusjälgi (pabulad toidupuude jalamil), võttes arvesse, et leiukoht mahutaks vähemalt ühe emase kodupiirkonna (Timm & Ojaste, 2016). Lendorava kaitse tegevuskavas on toodud välja, et varasemalt (kuni 2007. aastani) määrati leiukoha pindala täpselt pabulate paiknemise kohaselt. Sedasi suudeti piiritleda ja kaitse alla võtta vaid lendorava kodupiirkonna tuumala (1–2 ha). 2016. aasta seisuga on registreeritud 115 leiukohta.

Käesolevas töös kasutati perioodil 2006–2016 tehtud vaatlusi leiukohtadest, mida sel perioodil oli seiratud vähemalt kolm korda. Uuritud perioodil registreeriti nii leiukohtade külastused, kui lendorav tuvastati, kui ka korrad, kui liigi tegevusjälgi ei leitud. Kuna enne 2006. aastat registreeriti vaid positiivsed seiretulemused, jäeti need analüüsist välja. Samuti oleks varaste seiretulemuste kõrvutamine kõige hilisema metsaregistri infoga liialt ebatäpne. Selle tulemusena jäi kogu seireprogrammi jooksul registreeritud 115-st leiukohast alles 100 leiukohta. Valitud leiukohtade hulgast eemaldati veel 7, mis asusid täielikult väljaspool takseeritud eraldisi. Seega ei olnud võimalik omistada neile kohatunnuseid. Leiukohad, mille originaalpindalast alla poole jäi takseerimata aladele, jäid analüüsi juhul, kui ortofoto ja potentsiaalselt pesitsuselupaigaks sobivate puistute abil sai takseerimata ala visuaalselt hinnata lendoravale sobivaks (näited Lisades 1 ja 2). Kokku oli osaliselt takseerimata eraldistega kaetud leiukohti 12, millest 6 jäeti analüüsi (Iisaku W, Tärivere mägi, Kivistiku, Kütametsa (Änniksaare), Mikhlimurru, Roostoja (Kuuse)). Kokku kaasati analüüsi 87 leiukohta, kogupindalaga 9,77 km².

Lendoravate leiukohtade asustatust hinnatakse väljaheidete (kevadest kollased riisitera suurused pabulad, joonis 2) alusel (Timm & Ojaste, 2016). Kasutatav meetod annab kaheväärtuselise tunnuse: lendorava asustatus tuvastati, asustatust ei tuvastatud. Väljaheiteid on suurte puude jalamilt lihtne leida (Reunanen *et al.*, 2002; Hurme *et al.*, 2005; Santangeli *et al.*, 2013), mistõttu on valenegatiivse tulemuse tõenäosus väike (Hurme *et al.*, 2008a). Küll aga on Põhja-Soome uuringutes hoiatatud valepositiivse tulemuse eest, kui leiukohti seiratakse igal aastal ning eelmise aasta väljaheidet ei ole täielikult lagunenu (Reunanen *et al.*, 2002; Hurme *et al.*, 2008a). Arvestades, et Eesti kliima on soojem ja niiskem, on iga-aastase seire käigus eelmise kevade väljaheidetest

põhjustatud valepositiivse tulemuse tõenäosus väga väike. Kuna kõiki leiukohti ei ole igal aastal kontrollitud, on tabelis lünki.



Joonis 2. Lendoravale (*Pteromys volans*) iseloomulikuks tegevusjäljeks olevad kevadel kollased või oranžid riisitera suurused väljaheited. Foto: Jaanus Remm.

3.3.2. Pesitsuselupaiga sobivuse piirmäärad

Uuritud maastikust piiritleti metsaeraldised (edaspidi eraldis), mis on Eesti lendoravale potentsiaalselt pesitsemiseks sobivad. Pesitsuselupaiga sobivuse piirmäärade leidmiseks kasutati aastatel 2007–2012 teostatud lendoravate telemeetrilise jälgimise päevaseid asukohapunkte. Lendoravad on öise aktiivsusega, seega tõlgendati päevaseid punkte kui pesa- või varjepuude paiknemist või nende vahetut lähedust (Hanski *et al.*, 2000; Timm & Kiristaja, 2002; Airapetyants & Fokin, 2003). Valitud asukohapunktid kinnitati pesapuudena, kui samas kohas oli registreeritud mitu punkti eri kuupäevadel.

Järgnevalt kasutati kinnitatud pesapuu punktiga eraldiste metsaregistriinfot. Haab ja kask olid ainsad puuliigid, mis kõigis pesapuu punktiga eraldistes leidsid. Varasemate teadmiste põhjal eeldas autor, et lendorav asustab sobiva pesaõõnsuse ka juhul, kui puistus kaske ei leidu. Seetõttu ei võetud kase olemasolu puistu sobivuse tingimuseks. Telemeetria andmetel põhinevate asustatud puistute madalaimad haava tagavarad olid 4 m³/ha (asustatud isase lendorava poolt) ja 6 m³/ha (asustatud nii isase kui emase lendorava poolt)

ning madalaimad haava vanused olid 46 a ja 53 a (mõlemaid puistuid asustas isane lendorav). Emase lendorava jaoks oli noorima haava vanus 70 a.

Potentsiaalselt pesitsemiseks sobiva elupaiga piirmääradeks määratleti haava tagavara $\geq 5 \text{ m}^3/\text{ha}$ ja vanus ≥ 50 a (kahe väikseima väärtuse keskmine). Lisaks ei tohtinud piirmääradele vastav haab kuuluda üksikpuude rindesse, sest sellised puud asuvad lagedal alal ega täida lendorava elupaiganõudlusi pesitsemisel (Selonen *et al.*, 2001). Piirmääradele vastavate haabade mediaankeskmine vanus oli 70 a. Seega peaksid sellised puistud olema suures osas sobivad ka emaste jaoks. Kuna käesolevas töös kasutati 2016. aasta seisuga metsaregistri andmebaasi, siis edasise andmetöötluse lihtsustamiseks teisendati haava vanus sünniaastaks vastavalt kogu vaatlusperioodi esimesele seireaastale (2006; st. haava sünniaasta ≤ 1956).

3.3.3. Seletavad keskkonnatunnused

3.3.3.1. Kohatunnused

Andmeanalüüsi jaoks valiti leiukohti kirjeldavateks tunnusteks koha pindala (ha) ja erinevate puuliikide tagavarad (m^3/ha) leiukohas (tabel 1). Suurem pindala hõlmab tõenäolisemalt rohkem ressursse, mis soodustaks leiukoha pikaajalist asustamist. Samuti peaks toidu- ja varjeressursi tõttu seda soodustama lehtpuude, eriti haabade, ja kuuskede rohkus ning mändide vähesus (Selonen *et al.*, 2001; Hurme *et al.*, 2008a; Santangeli *et al.*, 2013). Pindala lähteandmeteks olid Keskkonnaregistris registreeritud leiukohad. Puuliikide tagavarad tuletati metsaregistrist.

Koha pindala (ha) määrati vastavalt potentsiaalselt sobivatele eraldistele leiukoha Keskkonnaregistris registreeritud piiride sees. Kuna pindala on väga tundlik eraldiste suhtes, mis lõplikust leiukohast välja jääks, kontrolliti kõik esialgsetes leiukohtades paiknevad eraldised ükshaaval üle. Selleks, et esimesel seireaastal igas leiukohas oleks haab vähemalt 50. aastane, kohandati potentsiaalselt sobivate eraldiste haava sünniaasta piirmäär (1956) kahel juhul. Saarevälja leiukohas (seirega alustati 2012. aastal) oli eraldis, milles kasvava haava sünniaastaks oli 1959 ning Pärnamäe leiukohas (seirega alustati 2008. aastal) paiknes eraldis haava sünniaastaga 1958. Mõlemal juhul jäeti eraldis täpsustatud piiridega leiukohta sisse.

Leiukoha puistute koosseisu kirjeldamiseks valiti erinevate puuliikide tagavarad. Sellist tunnust on ka mitmes Soome uuringus kasutatud ning oluliseks määratletud (Reunanen *et al.*, 2002; Hurme *et al.*, 2005). Kaalutud keskmise arvutamiseks oli vaja leida täpsed eraldiste pindalad, mis leiukoha piiridesse jäid. Iga konkreetse leiukoha jaoks arvutati vastavalt puuliigile eraldiste pindalaga kaalutud keskmine tagavara (m^3/ha). Analüüsitud puuliigid, milleks olid haab, kuusk, mänd, kask, sanglepp ja hall lepp, valiti vastavalt lendorava elupaiganõudlusele, mida on kirjeldatud eespool (2.2. Toitumine ja 2.3. Pesapaik).

3.3.3.2. Maastikutunnused

Andmeanalüüsi jaoks valiti maastikutunnusteks madalate puistute, liikumismaastiku ja potentsiaalsete pesitsuselupaikade osakaal kogu maastikust kolmes eri ulatuses leiukoha ümber (tabel 1). Lisaks võeti maastikku kirjeldavaks tunnuseks lähima potentsiaalse pesitsuselupaiga kaugus (tabel 1). Madalad puistud esindavad liikumiseks ebakvaliteetset metsamaastikku. Selliste puistute rohkus võib takistada lendorava liikumist maastikus ja vaba leiukoha taasasustamist või toidu hankimist ning seeläbi mõjutada leiukoha asustussagedust. Liikumismaastik ning potentsiaalselt eluks sobivad puistud soosivad eeldatavasti liikumist leiukohtade vahel ja leiukoha taasasustamist. Samas võivad potentsiaalsed pesitsuselupaigad lendorava jaoks valikuvariantide lisamise tõttu ka alandada vaadeldava leiukoha asustussagedust. Väärtuste arvutamiseks kasutati metsaregistri andmebaasi ja Eesti Topograafia Andmekogu metsamaa kaardikihti (Maaamet, 2014). Ortofoto põhjal kinnitati, et metsamaaks liigitusid erinevad puistud, suuremad pargid, aga ka raielangid, kuid mitte põllud, avasood, asulad, veekogud jms. Metsamaa kaardikihi abil leiti takseerimata metsa osakaal, mida oli vaja metsaregistril põhineva andmeanalüüsi täpsuse hindamiseks.

Maastiku koosseisu seoseid lendorava leiukohtade asustatusega uuriti kolmes ulatuses vastavalt lendorava erinevale liikumis- ja levimiskäitumisele. 500 m raadius vastab ligikaudselt lendorava õistele kodupiirkonna sisestele liikumisretkedele toiduotsingul (Hanski *et al.*, 2000; J. Remmi kogemus Eesti oludes). See raadius on piisav, et kirjeldada kodupiirkonna sisest maastiku (Reunanen *et al.*, 2004). Lõuna-Soomes katab 500 m ka sünnikohatruude isaste noorloomade hajumisulatuse uuele territooriumile (Selonen & Hanski, 2012). Samuti on 500 m puhvrit kasutatud Soomes maastiku mõju uurimisel pesitsuselupaigalaikude asustatusele (Hurme *et al.*, 2008a). 2 km vastab ligikaudselt

keskmisele noorloomade levimisulatusale. Samuti on 2 km ligilähedaselt lühi- ja pikamaalevijate eralduspunktiks, millest väiksemas ulatuses suudavad hajuvad noorloomad leida uue pesitsuselupaigalaigu võrdlemisi lihtsalt (Selonen & Hanski, 2012). 9 km vastab ligilähedaselt noorloomade maksimaalsele levimiskaugusele (Selonen & Hanski, 2012). 2 km ja 9 km ulatuste valikul lähtuti Eesti andmete puudumisel vaid Lõuna-Soome tulemustest. Sarnastel põhimõtetel valisid puhvrite suurused ka Reunanen *et al.* (2000) Põhja-Soome uuringus, kus kirjeldati maastiku koosseisu mõju pesitsuselupaigalaikude asustatusale. Tulemusena oli analüüsi kaasatud maastiku pindala kokku 2323 km².

Potentsiaalsete pesitsuselupaikadena käsitleti lendorava pesapaigaks potentsiaalselt sobivaid puistuid leiukohti ümbritsevas maastikus. Need määratleti pesitsuselupaiga piirmäärade abil (3.3.2. Pesitsuselupaiga sobivuse piirmäärad). Potentsiaalse pesitsuselupaiga osakaal leiti algselt takseeritud eraldistest. Seejärel teisendati see osakaaluks kogu maastikust vaadeldavas ulatuses. Lisaks arvutati lähima potentsiaalse pesitsuselupaiga kaugus (m) vaadeldavast leiukohast. Selleks võeti lisakriteeriumiks, et piirmääradele vastavad puistud peavad moodustama vähemalt 1,5 ha suuruse laigu. See põhineb Absaloni (2013) tulemustel, et lendoravale sobivad eluks vähemalt 1,5 ha suurused pesitsuselupaigalaigud.

Madalate metsadena käsitleti liikumiseks ebakvaliteetset metsamaastikku, milleks määratleti ≤ 10 m kõrgused puistud (Selonen *et al.*, 2001; Selonen & Hanski, 2003). Puistu kõrgus tulenes metsaregistris märgitud enamuspuu kõrgusest. Arvutustest jäeti välja kõik puistud, mille enamuspuu kohta andmed puudusid (5% enamuspuidest) või mille enamuspuu asus üksikpuude rindes (0,1% enamuspuidest). Üksikpuude rindes asuvad enamuspuid paiknevad enamasti lendoravale liikumiseks ebasobival raiesmikul, kuid on üle 10 m kõrgused, mistõttu sellised puud ei kategoriseeruks kõrgusest tuletatud piirväärtuste põhjal ebakvaliteetse liikumismaastiku alla. Analüüsitavate puistute kõrguse leidmiseks iga leiukoha seireaasta kohta tuletati vanuse ja kõrguse seose regressioonivõrrand (ruut- või kuuppolünoom) iga boniteediklassi jaoks. Võrrandist avaldati 10 m kõrguse puistu keskmine vanus igas boniteediklassis (Lisa 3: tabel L1). Selle alusel määratleti enamuspuu sünniaasta piirväärtused kõikides boniteediklassides eraldi iga seireaasta jaoks (Lisa 3: tabel L2). Piirväärtustele tuginedes arvutati iga seireaasta jaoks madalate puistute osakaal algselt takseeritud eraldistest, mis seejärel teisendati osakaaluks kogu maastikust. Edasi arvutati osakaalude keskmine iga leiukohas.

Liikumismaastikuna liigitati kõik metsad, mis on keskmiselt üle 10 m kõrgused ning ei sisalda vähemalt 4 m³/ha haaba, mille vanus oleks vähemalt 50 aastat. Liikumismaastik saadi põhimõttel, et metsamaa jaguneb ebakvaliteetseks liikumismaastikuks ehk madalateks puistuteks, kvaliteetseks liikumismaastikuks ning pesitsuselupaikadeks. Saadud liikumismaastiku osakaal metsamaast teisendati osakaaluks kogu maastikust vastavas ulatuses.

Tabel 1. Analüüsi kaasatud lendorava leiukohti kirjeldavad keskkonnatunnused

Tunnus	Lühikirjeldus
Koha pindala (ha)	Potentsiaalselt pesitsuselupaigaks sobivate eraldiste pindala leiukohas.
Keskmine haava, kuuse, männi, kase, sanglepa, hall lepa tagavara (m ³ /ha)	Leiukoha piiresse jäävate eraldiste pindalaga kaalutud keskmine puidu tagavara leiukohas.
Madala metsa osakaal maastikust 500 m, 2 km ja 9 km raadiuses	Vähem kui 10 m kõrguste puistute osakaal leiukohta ümbritsevas maastikus. Tuletatud vastavalt metsaregistris registreeritud puistute vanuse ja kõrguse seosele (ruut- või kuuppolünoom) igas boniteediklassis. Tuletati eraldi iga leiukoha seireaasta kohta ning seejärel arvutati keskmine iga leiukoha jaoks.
Pesitsuselupaik 500 m, 2 km ja 9 km raadiuses	Vastavalt pesitsuselupaiga piirmääradele (3.3.2. Pesitsuselupaiga sobivuse piirmäärad) lendoravale potentsiaalselt pesitsemiseks sobivate eraldiste osakaal leiukohta ümbritsevast maastikust.
Liikumismaastik 500 m, 2 km ja 9 km raadiuses	Selliste puistute osakaal maastikust, mis ei klassifitseerunud madalaks metsaks ega pesitsuselupaigaks.
Lähim pesitsuselupaik (m)	Vaadeldava leiukoha piiridest lähima, vähemalt 1,5 ha suuruse, potentsiaalse pesitsuselupaiga kaugus maastikus.

3.4. Andmeanalüüs

3.4.1. Üldistatud aditiivne mudel

Asustatud leiukohtade arvukuse muutuse ja leiukoha analüüsi läbiviimiseks kasutati üldistatud aditiivseid mudeleid (ingl *generalized additive model*, edaspidi GAM) (Hastie & Tibshirani, 1986; Wood, 2011). See mudel lubab mittelineaarseid funktsioone iga tunnuse jaoks, mis oli ka üheks mudeli valikukriteeriumiks. GAM on liikide elupaiganõudluse uurimisel kogunud teadlaste poolehoidu ka seetõttu, et ei sea rangeid piire andmete sagedusjaotusele (Li & Wang, 2013). Lisaks ei ole GAM tundlik interkorreleerunud seletavate tunnuste suhtes (Dormann *et al.*, 2013). Mudelis kasutati silujaid ehk *splaine*,

kuna need võimaldavad hinnata mitteparameetrilisi seoseid (Wood, 2011). Ülesobitatud mudelite vältimiseks seati silujate vabadusastmed $k \leq 2$ (Wood, 2011).

Leiukohtade asustussagedusi kasutati analüüsis uuritava (seletatava) tunnuseks arksiinusteisendusega $[\arcsin(\sqrt{p})]$ kohandatud kujul. Tulemusena muutus nulli ja ühe vahel varieeruv sagedusjaotus normaaljaotuse sarnaseks (McDonald, 2014).

3.4.2. Mitmetunnuselised leiukoha asustatuse mudelid

Leiukoha tunnuste seoseid lendorava leiukohtade asustatusega uurimiseks viidi läbi mitmetunnuseliste mudelitega GAM analüüsid. Kõik tunnused olid pidevad. Kokku tehti neli erinevat leiukoha asustatuse mudelit: koha sobivuse mudel ning maastiku sobivuse mudelid 500 m, 2 km ja 9 km ulatuses. Parima mudeli valikul ja tunnuste lõplikul selekteerimisel lähtuti Akaike informatsioonikriteeriumi (AIC) indeksist. Akaike kaalude abil arvutati iga tunnuse tähtsus üle kõigi mudelite. Väljavalitud nelja mitmetunnuselise mudeli jääkväärtuste alusel kontrolliti ruumilise autokorrelatsiooni määra vastavalt Morani I väärtusele. Lisaanalüüsidenä viidi läbi interkorreleerunud ($r_s > 0,30$) tunnustepaaride võrdlused, et leida, milline sellistest tunnustest kirjeldab varieeruvusest suurema osa.

3.4.3. Asustatud leiukohtade arvukuse muutuse mudel

Selleks, et uurida, kuidas asustatud leiukohtade arvukus ajas on muutunud, viidi läbi ühetunnuseline GAM analüüs. Selleks koostati andmetabel, kus igal seireaastal määratud leiukoha asustatus on eri real. Seletavaks muutujaks võeti seireaasta ja sõltuvaks tunnuseks leiukoha asustatus. Leiukoht võeti mudelis juhuslikuks faktoriks, et välistada leiukohast tulenevat segavat mõju, mis seisneb näiteks leiukohtade erinevas kvaliteedis. Seose illustreerimiseks tehti eraldi joonis seireaastate seosest asustatud leiukohtade osakaaluga. Nende osakaal saadi kõigist analüüsi kaasatud ($N = 87$) leiukohtadest.

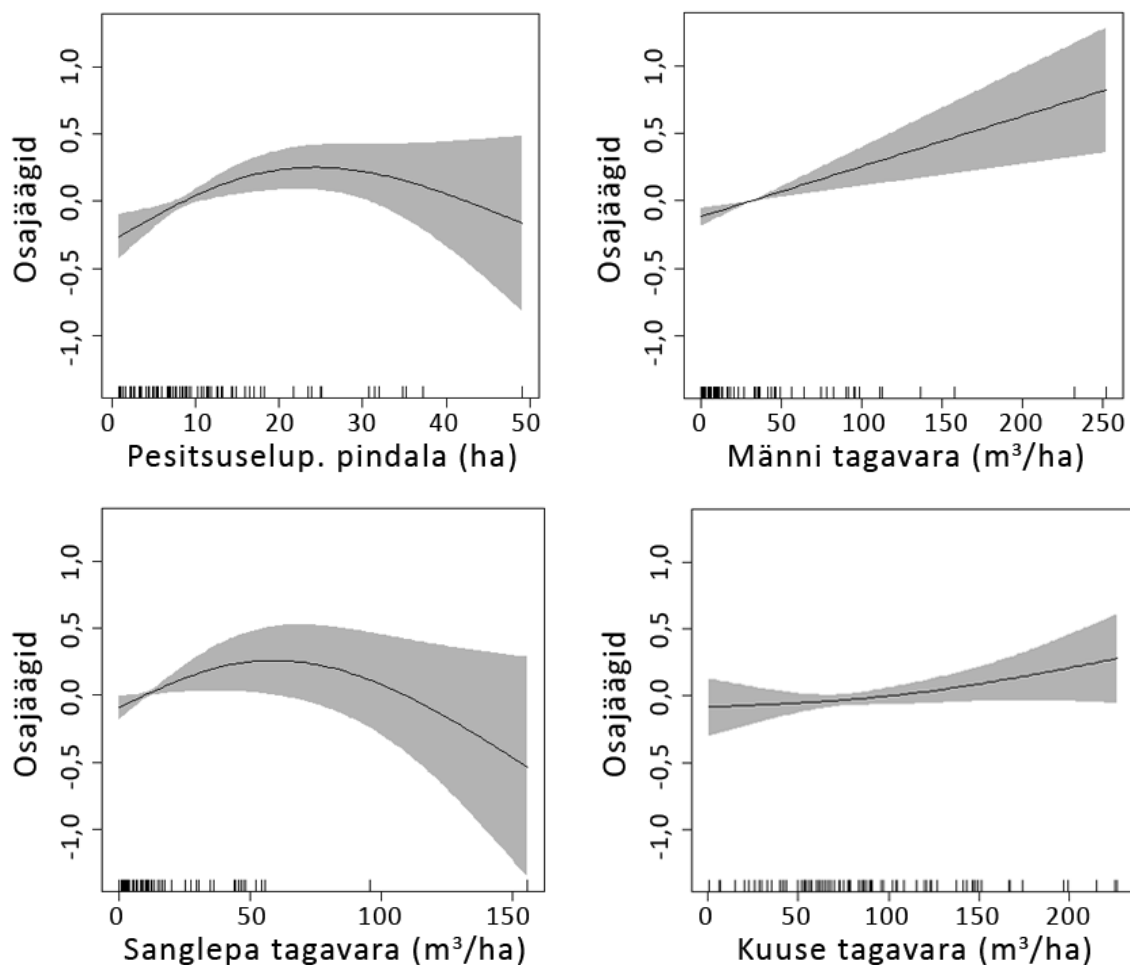
4. Tulemused

4.1. Koha sobivus

Lendorava leiukohtade asustatust mõjutavad nii koha- kui ka maastikutunnused. Kaheksal koha sobivuse mudelil on ligilähedaselt samaväärne seletusjõud ($\Delta AIC < 2$; tabel 2). Need sisaldavad kokku kõiki analüüsitud leiukohatunnuseid, kuid suurima tähtsusega on koha pindala, männi ja sanglepa tagavara (tabel 2). Parimas koha sobivuse mudelis ($R^2 = 0,23$; $df = 8$) kirjeldavad asustatuse tõenäosuse varieeruvust enim koha pindala ($df = 1,85$; $F = 5,53$; $p = 0,010$), männi tagavara ($df = 1,00$; $F = 12,57$; $p < 0,001$) ja sanglepa tagavara ($df = 1,88$; $F = 3,69$; $p = 0,040$). Kuuse tagavara on statistiliselt ebaoluline ($df = 1,36$, $F = 1,14$; $p = 0,215$). Seosed asustatuse tõenäosusega on enamasti mittelineaarsed (joonis 3). Erandina on männi tagavara ja asustatuse tõenäosuse vahel positiivne lineaarne seos. Elupaiga pindala optimum on 20–30 ha ja sanglepa tagavara 50–60 m³/ha (joonis 3). Ruumiline autokorreleeritus on parima mudeli jääkides väga väike (Morani I = 0,051).

Tabel 2. Akaike informatsioonikriteeriumi järgi parimad ($\Delta AIC < 2$) lendorava leiukoha asustussagedust seletavad koha sobivuse mudelid. Rooma numbritega on järjestatud mudelid paremuse järjekorras. Keskkonnatunnuste tähtsus arvestab tunnuse esinemist võimalikes koha sobivuse mudelites ja vastavate mudelite kaalu. Parimates mudelites esinev keskkonnatunnus on tähistatud „+“.

Tunnus	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	Tähtsus
df	8	6	8	7	9	7	8	9	
AIC	113,4	114,1	114,3	114,4	114,8	115,1	115,1	115,3	
ΔAIC	0,00	0,70	0,90	1,09	1,48	1,76	1,79	1,96	
AIC kaal	0,22	0,15	0,14	0,13	0,10	0,09	0,09	0,08	
Koha pindala	+	+	+	+	+	+	+	+	0,97
Männi tagavara	+	+	+	+	+	+	+	+	0,95
Sanglepa tagavara	+	+	+	+	+	+	+	+	0,82
Kuuse tagavara	+		+		+			+	0,48
Haava tagavara			+	+			+		0,47
Hall lepa tagavara					+	+	+		0,37
Kase tagavara								+	0,31



Joonis 3. Parima seletusjõuga koha sobivuse mudeli joonised kirjeldamaks sõltumatute tunnuste seostumist koha asustatuse tõenäosusega. Halliga on tähistatud 95% usaldusvahemik; x-telg esindab sõltumatute tunnuste väärtusi; x-telje kohal olevad kriipsud tähistavad vaatluste sagedusjaotust; y-teljel on mudeli osajäägid, mis näitavad seost asustatuse tõenäosuse ja sõltumatu muutuja vahel, kui samal ajal on mudelis ka teised sõltumatud muutujad – seega võib suurenevaid y-telje väärtusi tõlgendada kui asustatuse tõenäosuse tõusu.

Kõikide mudelite seletusvõime on märkimisväärselt madalam, kui neist jätta ükshaaval välja interkorreleerunud tunnuseid (Lisa 4: tabel L3). Sedasi halveneb koha sobivuse mudel näiteks männi tagavara eemaldamisel ($\Delta AIC = 10,8$). Tulemusena muutub sanglepp ebaoluliseks, kuid tunnuste seosekujud jäävad sarnaseks. Leiukoha pindala eemaldamisel on samuti tugev mõju koha sobivuse mudeli Akaike informatsioonikriteeriumi väärtusele ($\Delta AIC = 7,1$). Kõige vähem halveneb mudel sanglepa eemaldamisel ($\Delta AIC = 4,2$). Nii koha pindala kui sanglepa tagavara eemaldamine ei muuda tunnuste olulisust või seoste trende.

Täpsustavate andmete põhjal on leiukohtade pindala keskmiselt 11 ha. Haaba leidub kõigis leiukohtades rohkem kui kõige väiksema haava tagavaraga asukohapunktiga puistus. Kuuske igas asukohapunktiga puistus ei leidu, kuid igas asustatud leiukohas on kuusk olemas. (Lisa 5: tabel L7)

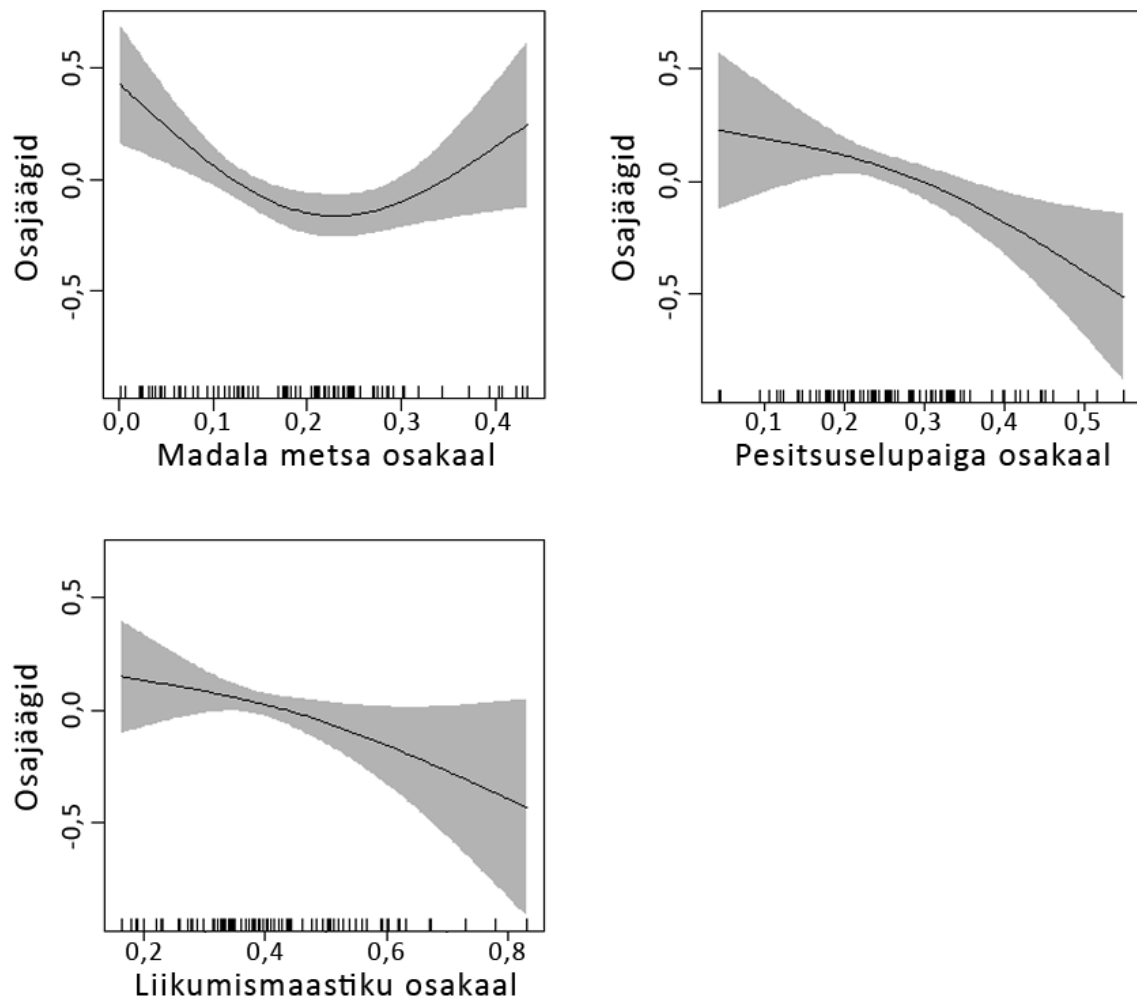
4.2. Maastiku sobivus

4.2.1. Maastiku sobivus 500 m ulatuses

Kolmel 500 m ulatuse maastiku sobivuse mudelil on samaväärne seletusjõud (tabel 3). Need sisaldavad kokku kõiki analüüsitud leiukohatunnuseid, kuid suurima tähtsusega on koha pindala, männi ja sanglepa tagavara (tabel 3). Parimas maastiku sobivuse mudelis 500 m ulatuses ($R^2 = 0,15$; $df = 6$) kirjeldavad leiukoha asustatuse tõenäosuse varieeruvust enim madala metsa ($df = 1,95$; $F = 6,10$; $p = 0,004$) ja pesitsuselupaiga osakaal ($df = 1,47$; $F = 3,36$; $p = 0,027$). Liikumismaastiku osakaal on statistiliselt ebaoluline ($df = 1,31$, $F = 1,87$; $p = 0,125$). Madala metsa 20–25% osakaalu juures on seos asustatuse tõenäosusega negatiivseim (joonis 4). Pesitsuselupaiga seos on langev (joonis 4). Ruumiline autokorreleeritus on parima mudeli jääkides väga väike (Morani $I = 0,098$).

Tabel 3. Akaike informatsioonikriteeriumi järgi parimad ($\Delta AIC < 2$) lendorava leiukoha asustussagedust seletavad 500 m ulatuse maastiku sobivuse mudelid. Rooma numbritega on järjestatud mudelid paremuse järjekorras. Keskkonnatunnuste tähtsus arvestab tunnuse esinemist võimalikes maastiku sobivuse mudelites ja vastavate mudelite kaalu. Parimates mudelites esinev keskkonnatunnus on tähistatud „+“.

Tunnus	I	II	III	Tähtsus
df	6	5	7	
AIC	121,0	121,9	122,8	
ΔAIC	0,00	0,91	1,78	
AIC kaal	0,49	0,31	0,20	
Madala metsa osakaal	+	+	+	0,97
Pesitsuselupaiga osakaal	+	+	+	0,90
Liikumismaastiku osakaal	+		+	0,58
Lähima pesitsuselupaiga kaugus			+	0,29



Joonis 4. Parima seletusjõuga 500 m ulatuse maastiku sobivuse mudeli joonised kirjeldamaks sõltumatute tunnuste seostumist koha asustatuse tõenäosusega. Halliga on tähistatud 95% usaldusvahemik; x-telg esindab sõltumatute tunnuste väärtusi; x-telje kohal olevad kriipsud tähistavad vaatluste sagedusjaotust; y-teljel on mudeli osajäägid, mis näitavad seost asustatuse tõenäosuse ja sõltumatu muutuja vahel, kui samal ajal on mudelis ka teised sõltumatud muutujad – seega võib suurenevaid y-telje väärtusi tõlgendada kui asustatuse tõenäosuse tõusu.

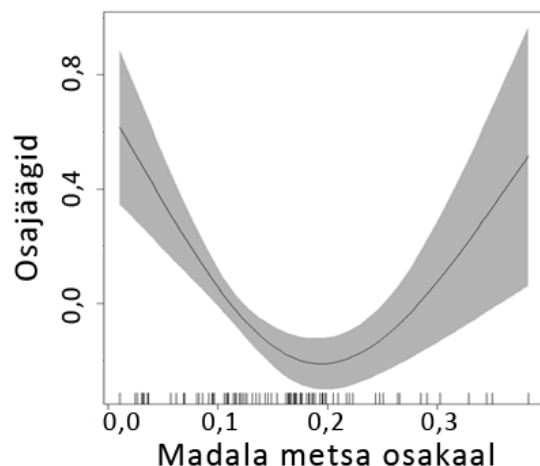
Parimast 500 m ulatuse maastiku sobivuse mudelist interkorreleerunud tunnustest (Lisa 4: tabel L4) pesitsuselupaiga osakaalu väljajätmisel halveb mudel tugevalt ($\Delta AIC = 6,0$). Samas liikumismaastiku osakaalu eemaldamine ei põhjusta suurt mudeli halvenemist ($\Delta AIC = 0,9$). Mõlemal juhul jääb madala metsa osakaal statistiliselt oluliseks ja selle seose kuju ei muutu.

4.2.2. Maastiku sobivus 2 km ulatuses

2 km ulatuses on sarnane seletusjõud neljal maastiku sobivuse mudelil (tabel 4). Need sisaldavad kokku kõiki nelja maastikutunnust, kuid suurim tähtsus on madala metsa osakaalul (tabel 4). Parimas 2 km ulatusega maastiku sobivuse mudelis ($R^2 = 0,20$; $df = 3$) kirjeldab leiukoha asustatuse tõenäosust ainukesena madala metsa osakaal ($df = 1,95$; $F = 11,8$; $p < 0,001$). See seostub leiukoha asustatusega negatiivselt ligikaudu kuni 20% maastikust, millest alates muutub seos positiivseks (joonis 5). Ruumiline autokorreleeritus on parima mudeli jääkides väga väike (Morani $I = 0,067$).

Tabel 4. Akaike informatsioonikriteeriumi järgi parimad ($\Delta AIC < 2$) lendorava leiukoha asustussagedust seletavad 2 km ulatuse maastiku sobivuse mudelid. Rooma numbritega on järjestatud mudelid paremuse järjekorras. Keskkonnatunnuste tähtsus arvestab tunnuse esinemist võimalikes maastiku sobivuse mudelites ja vastavate mudelite kaalu. Parimates mudelites esinev keskkonnatunnus on tähistatud „+“.

Tunnus	I	II	III	IV	Tähtsus
df	3	4	5	4	
AIC	112,6	114,1	114,5	114,6	
ΔAIC	0,00	1,49	1,91	1,98	
AIC kaal	0,45	0,21	0,17	0,17	
Madala metsa osakaal	+	+	+	+	1,00
Pesitsuselupaiga osakaal		+			0,33
Liikumismaastiku osakaal				+	0,28
Lähima pesitsuselupaiga kaugus			+		0,28



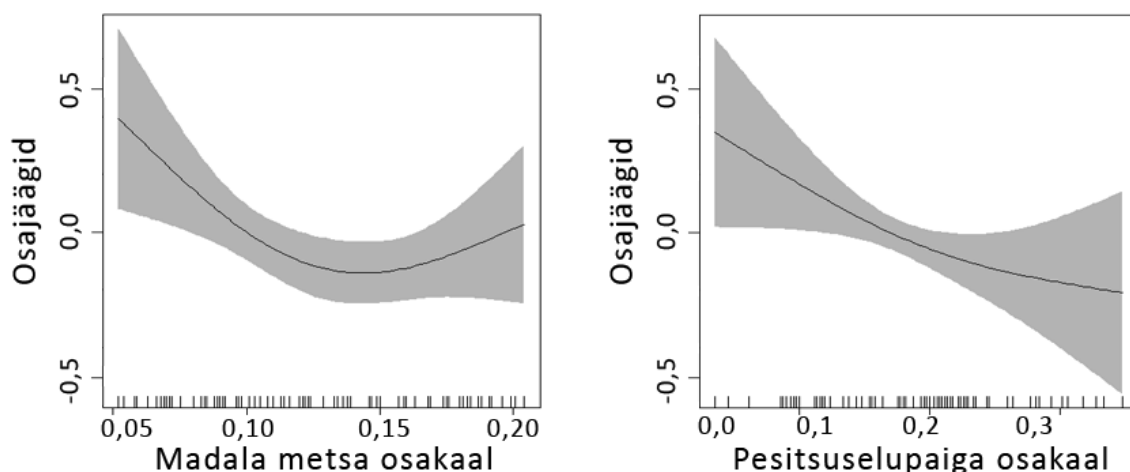
Joonis 5. Parima seletusjõuga 2 km ulatuse maastiku sobivuse mudeli joonis kirjeldamaks sõltumatute tunnuste seostumist koha asustatuse tõenäosusega. Halliga on tähistatud 95% usaldusvahemik; x-telg esindab sõltumatute tunnuste väärtusi; x-telje kohal olevad kriipsud tähistavad vaatluste sagedusjaotust; y-teljel on mudeli osajäägid, mis näitavad seost asustatuse tõenäosuse ja sõltumatu muutuja vahel, kui samal ajal on mudelis ka teised sõltumatud muutujad – seega võib suurenevaid y-telje väärtusi tõlgendada kui asustatuse tõenäosuse tõusu.

4.2.3. Maastiku sobivus 9 km ulatuses

Kuuel 9 km ulatuse maastiku sobivuse mudelil on sarnane seletusjõud (tabel 5). Neis sisalduvad kõik uuritud maastikutunnused. Parima seletusjõuga 9 km ulatuse maastiku sobivuse mudelis ($R^2 = 0,23$; $df = 5$) seletab asustatuse tõenäosuse varieeruvust enim madala metsa osakaal ($df = 1,82$; $F = 3,93$; $p = 0,040$). Pesitsuselupaiga osakaal on statistiliselt ebaoluline ($df = 1,44$; $F = 3,19$; $p = 0,101$). Madal mets seostub leiukoha asustatuse tõenäosusega negatiivselt kuni 15% maastikust, pesitsuselupaiga seos on langev (joonis 6). Ruumiline autokorreleeritus on parima mudeli jääkides väga väike (Morani $I = 0,047$).

Tabel 5. Akaike informatsioonikriteeriumi järgi parimad ($\Delta AIC < 2$) lendorava leiukoha asustussagedust seletavad 9 km ulatuse maastiku sobivuse mudelid. Rooma numbritega on järjestatud mudelid paremuse järjekorras. Keskkonnatunnuste tähtsus arvestab tunnuse esinemist võimalikes maastiku sobivuse mudelites ja vastavate mudelite kaalu. Parimates mudelites esinev keskkonnatunnus on tähistatud „+“.

Tunnus	I	II	III	IV	V	VI	Tähtsus
df	5	4	5	6	3	5	
AIC	110,6	111,2	111,7	112,1	112,6	112,6	
ΔAIC	0,00	0,57	1,06	1,44	1,91	1,95	
AIC kaal	0,28	0,21	0,16	0,14	0,11	0,11	
Madala metsa osakaal	+	+	+	+	+	+	0,91
Pesitsuselupaiga osakaal	+		+	+			0,63
Liikumismaastiku osakaal		+	+			+	0,48
Lähima pesitsuselupaiga kaugus				+		+	0,34



Joonis 6. Parima seletusjõuga 9 km ulatuse maastiku sobivuse mudeli joonised kirjeldamaks sõltumatute tunnuste seostumist koha asustatuse tõenäosusega. Halliga on tähistatud 95% usaldusvahemik; x-telg esindab sõltumatute tunnuste väärtusi; x-telje kohal olevad kriipsud tähistavad vaatluste sagedusjaotust; y-teljel on mudeli osajäägid, mis näitavad seost asustatuse tõenäosuse ja sõltumatu muutuja vahel, kui samal ajal on mudelis

ka teised sõltumatud muutujad – seega võib suurenevaid y-telje väärtusi tõlgendada kui asustatuse tõenäosuse tõusu.

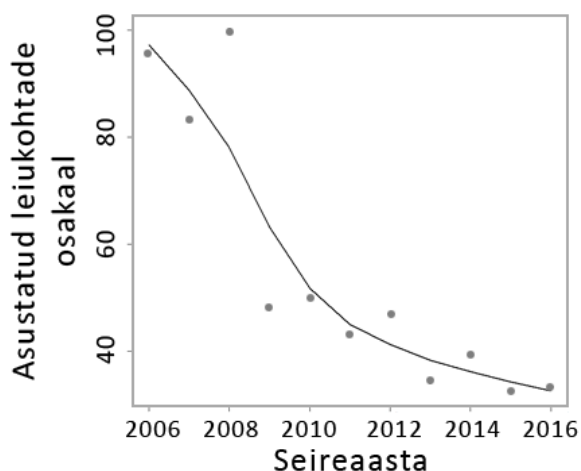
Parimast 9 km ulatuse maastiku sobivuse mudelist interkorreleerunud tunnustest (Lisa 4: tabel L6) madala metsa osakaalu eemaldamisel halveb mudel märkimisväärselt ($\Delta AIC = 3,6$). Sellisel juhul tuleb elupaiga osakaal oluliseks, kuid seose kuju ei muutu. Jättes parimast mudelist välja pesitsuselupaiga osakaalu, muutub mudel samuti kehvemaks ($\Delta AIC = 2,0$). Madala metsa osakaal jääb endiselt oluliseks ning selle seos sarnaseks.

4.2.4. Maastikutunnuste väärtuste statistika

Maastiku metsasus leiukohtadest 9 km ulatuses on 67%, 2 km ulatuses 78% ja 500 m ulatuses 86%. Takseeritud metsa osakaal kogu metsamaast on vastavalt 89%, 92% ja 93%. Madalaid metsi leidub leiukohti ümbritsevas maastikus keskmiselt 13–19% (Lisa 5: tabel L8) ning selleks liigituvate puistute keskmine vanus jääb alla 27 aasta (Lisa 3: tabel L1). Pesitsuselupaikade keskmine osakaal on 14–28% (Lisa 5: tabel L8). Keskmiselt jääb lähim pesitsuselupaik maksimaalse võimaliku liuglennu (70 m; Selonen & Hanski, 2003) ulatusse (Lisa 5: tabel L8). Uuritavatest maastikutunnustest leidub uurimisalal kõige rohkem liikumismaastikku, mida on keskmiselt 41–44% (Lisa 5: tabel L8).

4.3. Aastate lõikes asustatud leiukohtade arvukuse muutus

Asustatud leiukohtade arvukuse muutuse ühetunnuselise mudeli põhjal langes asustatuse tõenäosus seireaastatega ($R^2 = 0,615$; $df = 1,94$; $\chi^2 = 84,38$; $p < 0,001$; joonis 7). Seos on mittelineaarne (kovariaadi $df > 1$).



Joonis 7. Asustatud leiukohtade osakaalu muutused aastate lõikes. Seoses leiukohtade erineva seiratusega eri aastatel ei pruugi graafik üks-üheslt seostuda lendorava arvukuse langusega.

5. Arutelu

5.1. Kohatunnuste seosed lendorava leiukoha asustatusega

5.1.1. Pindala seos lendorava leiukoha asustatusega

Käesolevast uuringust selgus, et lendorava leiukohtade asustatusega seostub kohatunnustest tugevalt leiukoha pindala. Vastavalt seatud hüpoteesile tõusis asustatuse tõenäosus koha pindala suurenemisel. Suuremad pesitsuspaigad võimaldavad paremini hõivata eluks vajalikke ressursse. Sarnaseid tulemusi on saadud nii Põhja-, Kesk-, kui ka Lõuna-Soomes (Reunanen *et al.*, 2002; Hurme *et al.*, 2005; Santangeli *et al.*, 2013). Käesolevast tööst järeldub, et lendoravale on optimaalseim vähemalt 20–30 ha suurune pesitsuselupaik (joonis 3). See on keskmisest lendorava leiukohast ligikaudu kaks korda suurem (Lisa 5: tabel L7). Vastav pesitsuselupaigalaik mahutaks mitu emase lendorava kodupiirkonda (Eestis keskmiselt 6 ha; Absalon, 2013). Emaste territooriumite lähedus oleks omakorda kasulik mõlemale sugupoolele, kuna see soodustaks isaste liikumist nende vahel (Selonen *et al.*, 2001; Santangeli *et al.*, 2013). Sellest tulenevalt järeldab autor, et metsamajandus mõjub alla 20 ha suuruste pesitsuspaikade ümber negatiivselt.

Seatud hüpoteesiga vastuolus on üle 30 ha leiukohtade negatiivne seos asustatuse tõenäosusega (joonis 3). Samas ei saa selliste vaatluste vähesuse tõttu kindlalt väita, et seos on olemas. Sellegi poolest võib pindala suurenemisega kaasnev asustatuse langus tuleneda lendorava eelistusest toituda metsaservadel. Näiteks täheldas Absalon (2013) oma magistritöös, et lendoravad käivad lageda ala servadel toitumas. Samuti on Lõuna- ja Ida-Soomes märgatud lendoravat sagedamini servaaladel (Desrochers *et al.*, 2003; Mäkeläinen *et al.*, 2015). Ka teiste näriliste, näiteks kaelus- (*Apodemus flavicollis*) ja väike-metshiirte (*Apodemus sylvaticus*), puhul ilmneb metsaservade eelistus (Kollmann & Buschor, 2002). Lisavalguse tõttu on seal suurenenud toiduressurss (Desrochers *et al.*, 2003; Santangeli *et al.*, 2013). Sellisel juhul poleks suurtes pesitsuskohtades paiknemine lendorava jaoks toiduotsingul energiatõhus. Lisaks on leitud, et peale toitumise ei väldita ka pesade asukohavalikul lageda alaga külgnevaid metsaservi (Mäkeläinen *et al.*, 2015). See kinnitab veelgi, et servaalade mõju ei ole vähemalt tugevalt negatiivne.

Metsamassiivides olevate kiskjate vältimine võiks samuti osaliselt seletada, miks on pealtnäha sobivad suured leiukohad asustamata (Desrochers *et al.*, 2003). Näiteks tõuseb

lendorava potentsiaalse kiskja, kanakulli, tihedus suurtes kuuseenamusega metsades maastikus tehtud lageraie tulemusena (Saga & Selås, 2012). Samuti elutsevad ka Eestis kanakullid rohkem vanades metsades, kuid võivad toituda ka põllu-metsa üleminekualadel (Väli & Tuule, 2015). Lõuna-Soomes on täheldatud, et lendoravaid leidub vähem händkaku ja rohkem kanakulli territooriumitel mõlema kiskja olemasolul (Byholm *et al.*, 2012). Samas on Selonon *et al.* (2010) järeldanud, et lend- ja punaoravad satuvad röövlindude toiduks harva. Nende mõju lendorava elupaigavalikule on vähe uuritud ning seega on täpsemalt teadmata, kui tugevalt röövlinnud seda mõjutavad.

Võimalik, et lendorava leiukohtade asustatust mõjutab ka metsnugise arvukus (Timm & Ojaste, 2016). Samas aga järeldub Ausmeele (2015) magistritööst, et lendorav on metsnugisele lisatoiduks vaid pisiimetajate vähesusel. Gasperini *et al.* (2016) leidsid, et näiteks väike-metshiire ja hariliku leethiire (*Myodes glareolus*) arvukus on suurtes ja vanades metsades madal. Nad oletasid, et selle põhjuseks on vähene toit. Samas on ka leitud, et kuigi niidu-uruhiire (*Microtus agrestis*) ja hariliku leethiire arvukus oli suurem lageraie järgsetes noortes puistutes, siis viimase arvukus oli kõrge ka vanades metsades (Savola *et al.*, 2013). Sellest tulenevalt arvab käesoleva töö autor, et noorte metsade või avamaastiku servaaladel võib teiste pisiimetajate rohkusel väheneda kisklussurve lendoravale. Seega võib ümbruskonna metsamajandus mõjutada kiskjaid ja saakloomi vähemalt kahel moel. Esmalt võib tulemuseks olla kiskjate ja lendorava koondumine allesolevasse ühisesse elupaika. Selle tulemusena suureneb kisklussurve, mis võib sundida lendoravat vähemsoodsasse elupaika. Teisalt võib metsamajandus suurendada pisiimetajate arvukust metsaservadel ja vähendada kisklust lendoravale.

Lisaks võib välja tuua võimaluse, et suures leiukohas ei avastata seirekohas lendorava pabulaid sedavõrd hästi kui väiksemas leiukohas. Arvestades, et näiteks 40 ha leiukoht ületab mitmeid kordi Eesti lendorava poolt tihedalt külastatavat ala, milleks on umbes 1,5 ha (Absalon, 2013), võiks olla valenegatiivse tulemuse saamise tõenäosus veelgi suurem. See eeldaks seirekvaliteedi langust või sooja ja vihmast kevadet, kus pabulate lagunemisekiirus on kõrge. Käesoleva töö autori arvates ei tundu see tõenäoline, kuna pabulate järgi ala asustatuse määramine on laialtlevinud usaldusväärseks tunnistatud meetod (Hurme *et al.*, 2008a; Santangeli *et al.*, 2013).

5.1.2. Puistute koosseisu seosed lendorava leiukoha asustatusega

Hüpotees männi negatiivsest seosest leiukoha asustatuse tõenäosusega ei leidnud kinnitust. Koha sobivuse mudeli tulemuste kohaselt on nende vahel positiivne lineaarne seos. Varasemalt on teada, et lendoravad väldivad mäнди ning asustatus langeb selle rohkusel (Santangeli *et al.*, 2013). Seega on vähetõenäoline, et mäнд pakuks neile olulist toiduressurssi või pesitsemiseks sobivat elupaika (Selonen *et al.*, 2001). Võimalik, et suure männitagavaraga metsad on vanad metsad, kus kasvavates haabades leidub ajaga rohkem õõnsusi. Mõneti kinnitas seda andmete vaatlus, kus suure männitagavaraga puistud on tõepoolest vanad. Kuid kuna kuuse tagavara ja vanuse korrelatsioon on tugevam, ei tundu ka selline seletus töö autori arvates tõenäoline. On võimalik, et männitagavara korreleerub mõne muu lendorava jaoks olulise keskkonnaparameetriga, mida käesolevas töös ei uuritud. Seose selgitamiseks tuleks läbi viia täiendavad uuringud.

Varasemalt on teada, et lendoravad eelistavad kuuseenamusega metsi, kus leidub pesaõõnsusi ning piisavalt lehtpuid, mis tagaksid toidu olemasolu (Reunanen *et al.*, 2002; Hurme *et al.*, 2005; Santangeli *et al.*, 2013). Selle põhjal püstitatud hüpoteesiga on osaliselt kooskõlas sanglepa optimumi paiknemine 50–60 m³/ha juures (joonis 2). Samas saab vaatluste sagedusjaotuse tõttu kindlaid järeldusi teha vaid kuni 50 m³/ha sanglepa tagavara positiivsest seosest asustatuse tõenäosusega. Sellegi poolest arvab autor, et tõenäoliselt langeb koha sobivus, kui lehtpuid on liiga palju ja kuuse varjeefekt väheneb. Võimalik, et sanglepa tähtsus võrreldes teiste lehtpuudega, tuleneb lendorava toitumiseelistustest, kuid selle kohta puuduvad täpsemad uuringud.

Püstitatud hüpoteesile on vastuoluline kuuse tagavara seose ebaolulisus. Sellegi poolest seletab kuuse tagavara asustatuse tõenäosuse varieeruvusest piisavalt suure osa, et jääda parimasse mudelisse (tabel 2). Varasemate teadmistega kooskõlas olev kuuse positiivne trend asustatuse tõenäosusega võib vaatluste lisandumisel muutuda oluliseks (Hurme *et al.*, 2005; Santangeli *et al.*, 2013). Autori tõlgendusel võib olla võimalik, et Eesti lendorav pole väga nõudlik kuuse rohkuse olemasolu suhtes. Näiteks Soomes on leitud, et lendoravad võivad asustada avatud õõnsustega puid, mille ümber kuused puuduvad (Airapetyants & Fokin, 2003). See seletab, miks leidis telemeetriaandmetel pesapuid ka ilma kuuseta puistutes.

Eeldustele mittevastavalt ei kirjelda asustatust piisavalt hästi ka lendorava jaoks ühe olulisima puu, haava, tagavara. Võimalik, et lendoravale piisab pesitsuselupaigas üksikute

pesaõõnsuste olemasolust. Seda järeldeb töö autor sellest, et lendorav asustas ka selliseid puistuid, milles haava tagavara oli väga madal, kuid polnud ühtegi puistut, kus haaba ei leidunud. Võimalik, et erinevalt haavast jäi sanglepp parimasse mudelisse, kuna on soovitud looduslikult tekkinud õõnsuste tõttu (Remm *et al.*, 2006). Selle kindlaks tegemiseks oleks tarvis täpsustavaid uuringuid. Teisalt on ka varasemalt leitud, et lehtpuude üldine tähtsus on madal, kuid see võis tuleneda kasutatud meetodi vähesest tundlikkusest (Santangeli *et al.*, 2013).

5.2. Maastikutunnuste seosed lendorava leiukoha asustatusega

5.2.1. Madalate metsade seosed lendorava leiukoha asustatusega

Lendorava leiukoha asustatust kirjeldab maastiku sobivuse mudelitest kõige enam 9 km ulatusega mudel. Sellises ruumimastaabis mõjutub asustatus läbi populatsiooni üldiste protsesside ning levimise (Lampila *et al.*, 2009b; Selonen & Hanski, 2012). Käesoleva töö tulemustest järeldeb, et asustatuse tõenäosuse seletamisel on madalate metsade osakaal tähtsaim kõigis kolme ulatuse parimates maastiku sobivuse mudelites. Need ebakvaliteetseks liikumismaastikuks liigituvad puistud on keskmiselt alla 27 aastased. Seega kulub autori tõlgendusel lageraie järgselt ligikaudu 27 aastat, et puistu muutuks lendoravale liikumiseks sobivaks. Oli oodatav, et lendorav asustab tõenäolisemalt leiukohti, mille ümber on võimalikult vähe madalaid metsi, kuna need takistavad maastikus liikumist (Selonen & Hanski, 2003). Autori arvates saavad noorloomad madalate mesade ja avamaastiku vähesusel võimalikult kaugele levida. Seda võib soodustada ka sünnikoha uudistamise etapis piirkonna madala kvaliteedi kohta informatsiooni saamine (Selonen & Hanski, 2006).

Selliste metsade keskmise osakaalu juures (13–19%; Lisa 5: tabel L8) on koha asustatuse tõenäosus peaaegu kõige madalam, tõustes nende metsade osakaalu suurenemisel (joonised 4, 5 ja 6). Osaliselt saab seda seletada hiljutistel raiesmikel suurenunud näriliste arvukusega (Savola *et al.* 2013, Gasperini *et al.* 2016), mis võib vähendada kisklusriski lendoravale. Ühe alternatiivse seletusena võib ka juba ligikaudu 20% madalaid metsi koos mittemetsamaaga piirata lendorava levimist. Sellest tingituna võivad noorloomad jääda sünnikoha ligidale. Sellisel juhul tõuseks autori arvates seiratud leiukoha asustatuse tõenäosus. Kui samal ajal on pesitsuselupaiku vähe ja need on väikesed, on lendoravad sunnitud asustama mitut laiku korraga (Selonen *et al.*, 2001). Selle tulemusel oleks nende

kodupiirkond suurem. Autori arvates kaasneks sellega ka suurem võimalus, et öise liikumisaktiivsuse ajal satub mõni lendorav leiukohta, kuhu jätab maha oma tegevusjäljed.

Samas on lendoraval pisiimetaja kohta väga hea levimisvõime (Selonen & Hanski, 2003, 2006). Seega tõenäosus, et noorloomade liikumine on juba 20% madalate metsade osakaalu juures takistatud, on väike. Arvestades, et mittemetsamaaks liigutavat ala on 14–33% (tuletatud maastiku metsasusest), on autori arvates veelgi ebatõenäolisem, et liikumiseks sobimatuid alasid oleks piisavalt palju (> 60%; Reunanen *et al.*, 2004) takistamaks lendorava levimist. Sellegi poolest võib liikumiseks sobimatu maastiku ületamine olla lendoravale vastumeelne ning seega piirata tema levimist ja elutegevust. Näiteks väldivad vanades boreaalmetsades elavad põhjaliugurid (*Glaucomys sabrinus*) avatud alade ületamist ja liiguvad võimalusel mööda puistuid pikemat teed pidi (Smith *et al.*, 2013). Seetõttu on autori arvates siiski võimalik, et madalate metsade rohkusel on lendoravad liikumise piiratuse tõttu koondunud pesitsuselupaikadesse (sh vaadeldud leiukohta). Sellele lisaks võib seiratud koha asustatust soosida veel eriti pesitsuselupaikade vähesus muude maastikuelementide rohkusel.

5.2.2. Potentsiaalsete pesitsuselupaikade seosed lendorava leiukoha asustatusega

Varasemalt on leitud, et potentsiaalsete pesitsuselupaikade osakaalu piir, kust alates pidurdub geenivool ja langeb populatsiooni jätkusuutlikus, on umbes maastikust 10–20% vahel (Lampila *et al.*, 2009b; Reunanen *et al.*, 2004). Sellest järeldas autor, et Eestis on sobivate pesitsuselupaikade keskmine osakaal (14–28%) üsna kriitilisel tasemel (Lisa 5: tabel L8). Nende vähesuse põhjuseks on ilmselt raie, mille tulemusena potentsiaalsed elupaigad hävitatakse.

Pesitsuselupaikade osakaal maastikus seletab suhteliselt suure osa koha asustatuse tõenäosuse varieeruvusest. Seos on oluline 500 m ulatuses, kuid samasugune trend on ka 9 km ulatuses. Sellest võib järeldada, et erinevates mastaapides on efekt sarnane. Seostest järeldub, et pesitsuselupaikade trend koha asustatusega on negatiivne (joonised 4 ja 6). See on vastuolus püstitatud hüpoteesiga, milles eeldati, et asustatus tõuseb pesitsuselupaiga rohkusega. Autori seletusel satuvad lendoravad seda väiksema tõenäosusega vaadeldud leiukohta (ja asustavad seda), mida rohkem on maastikus pesitsuselupaiku. Kuna Eesti lendoravapopulatsioon on teatavasti madala arvukusega (Timm & Ojaste, 2016), siis võib siin hajumine eri pesitsuselupaikade vahel veelgi tõenäolisemalt vähendada seiratud koha

asustatust. Sarnaselt on leitud Ida-Soomes, kus lendorava arvukus on madal (Santangeli *et al.*, 2013), et nad asustavad pesitsuskohti, mille ümber on vähem potentsiaalseid pesitsuselupaiku kui asustamata laikude ümber (Mäkeläinen *et al.*, 2015).

Sellisel juhul tõstab nii isaste kui emaste kohasust piisavalt väheste agregeerunud pesitsuselupaikade olemasolu. Nii asuksid emased üksteisele võimalikult lähedal ja see lihtsustaks isaste liikumist nende vahel (Selonen *et al.*, 2001; Santangeli *et al.*, 2013). Eestis on jäänud mõned emased paaritumata, mille põhjuseks arvatakse olevat kontakti puudumine isastega (Absalon, 2013). Käesoleva töö autori tõlgendusel on võimalik, et kontakti puudumise üheks põhjuseks on just madalast arvukusest tulenev hajumine maastikus. Sellest järeldub, et kuigi lendorava pesitsuselupaiku Eestis on vähe, hajuvad ometigi isendid nende vahel populatsiooni madala arvukuse tõttu. Tulemuseks on sobivate pesitsuselupaikade asustamata jäämine. Autori arvates võiks olla selle lahenduseks ja Eesti populatsiooni jätkusuutliku säilimise tagamiseks lendorava tugiasustamine kõige sobivamatesse pesitsuselupaikadesse.

5.2.3. Liikumismaastiku trend lendorava leiukohtade asustatusega

Liikumismaastikul on selgelt langev trend asustatuse tõenäosusega, kuigi seos ei tulnud statistiliselt oluliseks ja esines ainult 500 m ulatusega mudelis. Võimalik, et seose olulisus väljenduks rohkemate vaatluspunktide olemasolul. Populatsiooni jätkusuutlikkust soosib pesitsuselupaikade ühendus ning võimalus maastikus liikuda (Reunanen *et al.*, 2000). Sellegipoolest võiks langevat trendi seletada sellega, liikumismaastik esindab suhteliselt vana suure metsasusega maastikku, milles kiskjate arvukus on kõrgem (Saga & Selås, 2012; Mäkeläinen *et al.*, 2015). Autor arvab, et 500 m mudelis võib selline maastik seletada asustatuse tõenäosuse varieeruvusest piisavalt suure osa, sest toiduretkedel on lendoravad tihedamini potentsiaalsed saakloomad kui levimisel. Lisaks arvab autor, et kui lendoravad valivad pesitsuspaika, võivad nad vältida selliseid piirkondi, mille läheduses leidub suure tõenäosusega palju kiskjaid.

5.2.4. Avamaastiku trend lendorava leiukoha asustatusega

Kõik 500 m ulatuse metsamaastiku osa kirjeldavad tunnused on vähemalt väikestel madala metsa osakaaludel ühiselt langevas trendis, vaatamata sellele, et liikumismaastik ei tulnud statistiliselt oluliseks. Seda võib tõlgendada kui avamaastiku osakaalu positiivset

seostumist asustatuse tõenäosusega. Selle seletus võib seisneda selles, et avamaastike servaalade puud on suurema päikesevalguse tõttu viljakamad ja meelitavad lendoravat toiduressursiga (Desrochers *et al.*, 2003). Vastavale järeldusele on jõutud ka Lõuna- ja Kesk-Soome uuringus, kus asustatuse tõenäosus tõusis avatud alade osakaaluga (Santangeli *et al.*, 2013). Kuna uurimisala metsasus on suur, siis võib käesoleva töö autori arvates varjulises metsamassiivis tõepoolest oluliselt vähem toitu leiduda. Samuti võib olla selline efekt hiljutisel raielangil. Ilmselt on see siiski liiga väike või pole see ainus tegur, kuna madalate metsade joonised peaksid sellisel juhul olema kumerad (st madalate metsade rohkusel suureneks toiduressursi tõttu asustatus seni, kuni need metsad hõivavad maastikust liiga suure osa). Autor arvab, et kuna 500 m ulatus hõlmab lendorava öiseid toiduretki (Hanski *et al.*, 2000; J. Remmi kogemus Eesti oludes), siis väljendub toiduga seostuv trend just sel põhjusel ainult selles ulatuses.

5.3. Aastate lõikes asustatud leiukohtade arvukuse muutus

Asustatud leiukohtade languse trendist ilmneb, et viimastel aastatel on seiratud rohkem asustamata kohti (joonis 7). Selle üheks põhjuseks võib autori tõlgendusel olla see, et leiukoht on aastate jooksul vananenud. Tulemusena ei ole pesapuud enam eluks sobivad, mistõttu on lendoravad hüljanud vaadeldud leiukohad (Remm, 2010). Käesoleva töö autori arvates seisneb teine võimalik põhjus lendoravate arvukuse languses, mille tõttu on üha rohkem leiukohti tühjaks jäänud. Arvestades, et igal aastal otsitakse lendorava tegevusjälgi ka uutes puistutes (Timm & Ojaste, 2016), on tõenäolisem lendorava arvukuse langus. Sellele viitab ka aastate lõikes üha tõusev raiemahtude trend (Keskkonnaagentuur, 2016). Ilmselt on see pikemas perspektiivis mõjunud halvasti lendorava populatsioonile, piirates maastikus liikumist ja vähendades kvaliteetsete elupaikade osakaalu.

5.4. Andmete usaldusväärsuse hinnang

Töös kasutatud metsaregister sisaldab üksikuid vigu ning tegelikkuses ei pruugi puistud olla nii homogeensed kui takseerandmetest järeldub. Sellegi poolest plaanitakse metsaregistri alusel raieid ja seega on see piisavalt täpne andmebaas, mille põhjal kirjeldada lendoravale olulisi keskkonnatunnuseid (Hurme *et al.*, 2005). Takseerimata metsaaladele jäävad üldiselt kaitsealused või vanad metsad, mis pole reformitud (Keskkonnaagentuur, 2016). Autori arvates ei kalluta tõenäoliselt tulemusi takseerimata

mets, kuna selle osakaal on väike. Sellegi poolest võib ebatäpsusi tulla aegunud andmetest (Keskkonnaministeerium, 2010).

Leiukoha originaalpindala täpsustamine võimaldas kajastada paremini liigi bioloogiat ja vähem inimese seatud piire. Siiski ei suurendatud algseid leiukoha piire, kuna sellisel juhul oleks olnud ebatäpne kanda asustatuse seireinfot üle uuele alale. Uute piiride seadmisel lähtutud sobiva pesitsuselupaiga piirmäärad olid ilmselt täpsed, kuna neid mõjutavad pesapuu asukohad kinnitas üle lendorava spetsialist Jaanus Remm. Sellegi poolest arvab autor, et emaste pesitsuspaiganõudlus võib olla kõrgem, kuna emaste puhul oli noorim haab vanem kui piirmääraks valitud väärtus. Samas ei tohiks see tulemusi palju mõjutada, kuna keskmine piirmääradele vastavate haabade vanus ületas emaste nõudluse.

Järeldub, et interkorreleerunud tunnused ei varjutanud liigselt teiste tunnuste mõjusid. Samuti ei muutunud nende eemaldamisel märkimisväärselt keskkonnatunnuste trendid leiukoha asustatuse tõenäosusega. Lisaks oli vaatlustevaheline ruumiline autokorreleeritus väga väike. Seega võib arvata, et interkorreleerunud tunnused ning ruumiline autokorrelatsioon ei omanud olulist mõju töö usaldusväärsusele.

5.5. Töö olulisemad järeldused

Käesolevast tööst järeldub, et vähemalt kuni 20–30 ha pesitsuselupaigad soosivad enim koha asustatust. Tõenäoliselt alandavad väiksemad pesitsuselupaigad populatsiooni jätkusuutlikkust, kuna ei paku piisavalt vajalikke ressursse. Suurematel pindala väärtustel ilmneb langev trend. Autori arvates võib selle peamiseks põhjuseks olla metsaservade positiivne mõju lendoravale. Metsad võivad servneda nii avamaastikuga kui ka madalate metsadega (sh raiesmikega). Eelnevaga kooskõlas järeldab autor, et 500 m ulatuses avamaastiku positiivne trend koha asustatusele tuleneb eelkõige servaalade toiduressurist. Tavaliselt on sellistel aladel rohkem lendoravale toiduks sobivaid lehtpuid. Samuti võib nii avamaastiku kui ka madalate metsade servaaladel olla näriliste suurem arvukus. Seetõttu võib seal olla väiksem kisklussurve lendoravale. Autori arvates seisneb madalate metsade efekt ka lendoravate koondamises olemasolevatesse elupaigalaikudesse.

Eeldustele vastupidiselt, seostub mänd asustatuse tõenäosusega positiivselt. Käesolev töö ei võimaldanud leida selle põhjust. Sanglepa rohkus tõstab koha asustatust. Autori tõlgendusel võib sanglepa tähtsus tuleneda lendorava toitumiseelistusest. Haava ebaolulisusest asustatuse tõenäosuse määramisel järeldab autor, et pesaõõnsuste rohkusega

asustussagedus ei tõuse, kuna lendoravale piisab vaid mõnede pesaõõnsuste olemasolust. Sellegi poolest on haab lendoravale oluline, kuna teda leidis igas pesapuuga puistus. Kuusel on positiivne trend, kuigi see ei tule statistiliselt oluliseks. Põhjuseks võib autori tõlgendusel olla lendorava vähene nõudlikkus kuuse olemasolule ja rohkusele.

Tööst järeldub, et kuna lendorava arvukus on madal, siis kvaliteetsete pesitsuspaikade olemasolul võivad lendoravad liigselt nende vahel hajuda. Selle tulemusel suureneb tõenäosus, et vaadeldud sobiv pesitsuskoht jääb asustamata. Seega võib vanade kuuseenamusega segametsade raiumine olla algselt positiivse isendite kontakti soodustava mõjuga. Pikemas perspektiivis tingiks see aga elupaikade veelgi suurema vähenemise ja killustumise. Seega poleks populatsiooni arvukuse tõusul piisavalt vabu pesitsuselupaike. Seetõttu on autori arvates oluline kaitse suund lendoravate tugiasustamine.

5.6. Töö rakenduslik väärtus ja edasised uuringud

Käesolevas töös leiti, millised tunnused seostuvad kõrgema asustatuse tõenäosusega. Nende tõlgendamisel on oluline panna tähele, et kõrgem asustatuse tõenäosus ei pruugi positiivselt korreleeruda populatsioonitihedusega. Seda näiteks juhul, kui isendid on pagulased vähestes allesjäänud pesitsuselupaikades. Kuna lendorav on tugevalt ohustatud, tuleb järelduste tegemisel olla ettevaatlik. Sellegi poolest tundub, et metsamajanduse ja liigikaitse kooskõlastamisel oleks võimalik luua lendoravale veelgi paremad elutingimused, näiteks tagades servaalade olemasolu, ning kindlustada seejuures jätkusuutlik ja efektiivne metsamajandus.

Edaspidi oleks kasulik uurida kiskluse mõju. See võib olla üks põhjustest, miks on pealtnäha sobivad pesitsuselupaigad asustamata. Populatsiooni säilimise ja edenemise huvides oleks tarvis koguda infot Eesti lendorava populatsiooni geneetilisest mitmekesisusest. Selle järgselt võiks toetusmeetodina isendeid varasemate, käesoleva ja täiendavate uuringute põhjal selgunud kõige soodsamatesse pesitsuselupaikadesse tugiasustada.

Kokkuvõte

Elupaikade hävimine inimtegevuse tõttu on tänapäeval üheks suurimaks ohuks liikidele. Näiteks on lageraie tulemusena vähenenud lendorava arvukus kogu areaalis. Populatsiooni jätkusuutlikuks säilimiseks on oluline, et isendid oleksid võimelised kohtuma liigikaaslastega ning asustama kvaliteetseid elupaiku. Arusaam pesitsuselupaikade väärtusest selle ohustatud liigi jaoks võimaldab optimeerida kaitsekorraldust ning edendada jätkusuutlikku metsamajandust. Sellest tulenevalt oli käesoleva töö eesmärgiks saada teada, kuidas mõjutab koha pindala, puistute koosseis ja ümbritsev maastik asustatust ja seeläbi Eesti lendorava populatsiooni; miks jäävad sobivad pesitsuselupaigad asustamata ning kas ümbruskonna metsamajandusel on mõju asustatusele. Selle jaoks tehti mitmetunnuselised Keskkonnaregistris registreeritud leiukoha asustatuse mudelid eri ruumimastaapides.

Järeldub, et lendorava pesitsuselupaigad peaksid olema vähemalt 20 ha suurused. Need võiksid osaliselt külgneda avamaastikuga. Selle kasu võib seisneda rikkalikumas toiduvalikus. Samuti võib nii avamaastiku kui ka raismike läheduses näriliste arvukusega langeda kisklussurve lendoravale. Üllatavalt seostub positiivselt männi tagavara koha asustatuse tõenäosusega. Antud töös kasutatud andmed ei võimaldanud leida selle põhjust. Samuti seostub positiivselt kuni $50 \text{ m}^3/\text{ha}$ sanglepa tagavara. Täiendavad uuringud on vajalikud, et saada teada, millest tuleneb sanglepa tähtsus võrreldes teiste lehtpuudega.

Koha asustatust seletab maastikus enim liikumist takistavate madalate metsade osakaal. Järeldub, et nende rohkusel võib asustatus tõusta lendoravate koondumisel allesjäänud pesitsuselupaikadesse. Sellele viitab ka potentsiaalsete pesitsuselupaikade negatiivne trend koha asustatusega. Samuti võib suurte vanade metsadega kaasneda tugevam kisklussurve. Seega võib metsamajandusel olla nii positiivne kui negatiivne mõju.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et populatsiooni arvukuse madalseisus võivad asustatust soosida keskkonnaparametrid, mis suurema arvukuse korral omaks negatiivset efekti. See võib olla põhjuseks, miks jäävad pealtnäha sobivad elupaigad tühjaks. Seega ei pruugi koha asustatuse tõus viidata populatsiooni jätkusuutlikusele. Eesti lendorava populatsiooni elujõulisuse tagamiseks tuleks kaaluda tugiasustamist kõige kvaliteetsematesse elupaikadesse. Käesolev töö andis selliste pesitsuselupaikade määramiseks juurde olulist lisainformatsiooni.

Summary

The Siberian Flying Squirrel (*Pteromys volans*) site occupancy: stand and landscape relationships

One of the biggest threats to species nowadays is the human induced habitat loss. For example, the flying squirrel abundance has declined all across its range as a result of extensive forest management. It is important that individuals are able to meet conspecifics and occupy good-quality habitats needed for sustainable conservation of flying squirrel. Having a conception of the value of the breeding habitats, allows to optimise conservation strategies and to improve sustainable forest management. Due to that, the purpose of this thesis was to find out how the site size, stand composition and surrounding landscape influence site occupancy and therefore, Estonian flying squirrel population. In addition, to find out why some of the seemingly suitable breeding habitats stay unoccupied and does the surrounding forest management have an impact on site occupancy. Different landscape-scale multivariate models for the occupancy of the sites registered in the Environment Registry were made in order to answer these questions.

The results of this study suggests that the flying squirrel breeding habitats should be at least the size of 20 ha. These should partly be adjoined with open areas. The benefit of this could be enriched food options. Also, the predation pressure to flying squirrels could decline with increased rodent abundance in recent clear-cut areas or open areas. Surprisingly, the relationship between the volume of scots pine and site occupancy is positive. The reason for that couldn't be investigated with the data used in this thesis. Also, the European alder has a positive effect up until 50 m³/ha. Additional research is needed in order to explain the European alder importance compared to other deciduous trees.

The proportion of under 10 m high forests explained most of the variation of the site occupancy. Subsequently, in abundance of these forests, site occupancy could increase because the flying squirrels aggregate to breeding sites left in the landscape. This is also indicated by the negative trend of the breeding habitat. Likewise, the predation pressure could increase with large old forests. Hence, forest management could have a positive, as well as a negative impact.

To conclude, the environment variables, which would have a negative effect in high population density, could promote occupancy at small population size. It could be a reason why some of the potential habitats stay unoccupied. Therefore, the rising rate of site occupancy may not be an indicator of population sustainability. To ensure the Estonian flying squirrel population vitality it is important to weigh the possibility of augmentation to the best quality breeding habitats. This thesis provided an important information for defining these habitats.

Tänuavaldused

Tänan oma juhendajat, Jaanus Remmi, oluliste nõuannete ja abi eest töö läbiviimisel. Tänan Martin Absaloni, Kertu Brutust, Kertu Jaiku, Jaanus Remmi, Liisa Rennelit, Liis Sipsakat ja Uudo Timmi kogutud väärtuslike lendorava telemeetriaandmete eest. Lisaks tänan Uudo Timmi lendorava seireandmete eest. Metsaregistri andmebaasi eest tänan Keskkonnagentuuri. Samuti tänan Toomas Tammaru, kes võttis vaevaks jagada statistikaalast nõu.

Eriline tänu läheb Arle Kõrkjasele, kes aitas kaasa jooniste valmimisele ning oli asendamatuks toeks. Igakülgse hindamatu abi ja toetuse eest tänan Kätlin Kurge. Jagatud teadmiste ja näpunäidete eest tänan Elisabeth Prangelit ja Kadi Kutserit. Samuti tänan keeleliste nõuannete eest oma õde, Kätlin Piho. Toe ja igati vajaliku elufilosoofia eest tänan oma vanemaid.

Kasutatud kirjandus

- Absalon, M. (2013). Lendorava *Pteromys volans* ruumikasutus ja populatsiooni sidusus Virumaa metsamassiivis. Magistritöö. Tartu Ülikool.
- Airapetyants, A.E., & Fokin, I.M. (2003). Biology of European flying squirrel *Pteromys volans* L. (*Rodentia: Pteromyidae*) in the North-West of Russia. *Russ. J. Theriol.* 2, 105–113.
- Andrén, H. (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355.
- Ausmeel, H. (2015). Metsnugise (*Martes martes*) sügistalvine toitumine Eestis. Magistritöö. Tartu Ülikool.
- Bakker, V.J., & Van Vuren, D.H. (2004). Gap-Crossing Decisions by the Red Squirrel, a Forest-Dependent Small Mammal. *Conserv. Biol.* 18, 689–697.
- Bartoń, K. (2016). *MuMIn*: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6.
- Brook, B.W., Traill, L.W., & Bradshaw, C.J.A. (2006). Minimum viable population sizes and global extinction risk are unrelated: MVP is unrelated to global extinction risk. *Ecol. Lett.* 9, 375–382.
- Byholm, P., Burgas, D., Virtanen, T., & Valkama, J. (2012). Competitive exclusion within the predator community influences the distribution of a threatened prey species. *Ecology* 93, 1802–1808.
- Council of the European Union. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *OJ L 206*, 7–50.
- Desrochers, A., Hanski, I.K., & Selonen, V. (2003). Siberian flying squirrel responses to high-and low-contrast forest edges. *Landsc. Ecol.* 18, 543–552.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P.J., *et al.* (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36, 27–46.
- ESRI. (2011). *ArcGIS Desktop*: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

- Estavillo, C., Pardini, R., & Rocha, P.L.B. da (2013). Forest Loss and the Biodiversity Threshold: An Evaluation Considering Species Habitat Requirements and the Use of Matrix Habitats. *PLoS ONE* 8, e82369.
- FAO. (2016). State of the World's Forests 2016. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. Rome.
- Flather, C.H., Hayward, G.D., Beissinger, S.R., & Stephens, P.A. (2011). Minimum viable populations: is there a “magic number” for conservation practitioners? *Trends Ecol. Evol.* 26, 307–316.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., *et al.* (2005). Global consequences of land use. *Science* 309, 570–574.
- Gasperini, S., Mortelliti, A., Bartolommei, P., Bonacchi, A., Manzo, E., & Cozzolino, R. (2016). Effects of forest management on density and survival in three forest rodent species. *For. Ecol. Manage.* 382, 151–160.
- Hanski, I.K., & Selonen, V. (2009). Female-biased natal dispersal in the Siberian flying squirrel. *Behav. Ecol.* 20, 60–67.
- Hanski, I.K., Stevens, P.C., Ihalempiä, P., & Selonen, V. (2000). Home-range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel, *Pteromys volans*. *J. Mammal.* 81, 798–809.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. 1986. Generalized Additive Models. *Stat. Sci.* 1, 297–318.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P., Heikkinen, T., & Ukkola, M. (2005). Building and evaluating predictive occupancy models for the Siberian flying squirrel using forest planning data. *For. Ecol. Manage.* 216, 241–256.
- Hurme, E., Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V., & Oksanen, J. (2007). Local habitat patch pattern of the Siberian flying squirrel in a managed boreal forest landscape. *Ecography* 30, 277–287.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., & Nivala, V. (2008a). Temporal patch occupancy dynamics of the Siberian flying squirrel in a boreal forest landscape. *Ecography* 31, 469–476.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Sippola, A.-L., Ylinen, H., & Pentinsaari, M. (2008b). Role of the Siberian flying squirrel as an umbrella species for biodiversity in northern boreal forests. *Ecol. Indic.* 8, 246–255.
- Keskkonnaagentuur. (2016). Aastaraamat Mets 2014. Tallinn.

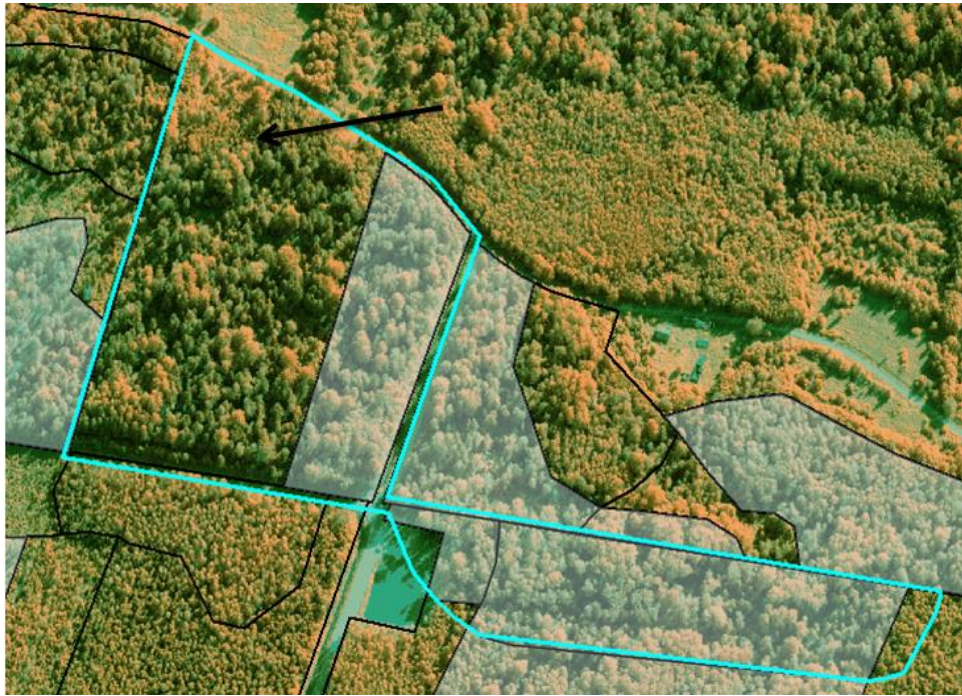
- Keskkonnaagentuur. (2017). Eesti metsavarud 2016 statistiline metsainventuur. Tallinn.
- Keskkonnaministeerium. (2010). Eesti metsanduse arengukava aastani 2020. Tallinn.
- Kollmann, J., & Buschor, M. (2002). Edges effects on seed predation by rodents in deciduous forests of northern Switzerland. *Plant Ecol.* 164, 249–261.
- Koskimäki, J., Huitu, O., Kotiaho, J.S., Lampila, S., Mäkelä, A., Sulkava, R., & Mönkkönen, M. (2014). Are habitat loss, predation risk and climate related to the drastic decline in a Siberian flying squirrel population? A 15-year study. *Popul. Ecol.* 56, 341–348.
- Kotkaklubi. (2009). Must-toonekure *Ciconia nigra* kaitse tegevuskava aastateks 2009–2013. Otepää.
- Kuuluvainen, T. (2009). Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *AMBIO* 38, 309–315.
- Lampila, S., Wistbacka, R., Mäkelä, A., & Orell, M. (2009a). Survival and population growth rate of the threatened Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in a fragmented forest landscape. *Écoscience* 16, 66–74.
- Lampila, S., Kvist, L., Wistbacka, R., & Orell, M. (2009b). Genetic diversity and population differentiation in the endangered Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in a fragmented landscape. *Eur. J. Wildl. Res.* 55, 397–406.
- Li, X., & Wang, Y. (2013). Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integr. Zool.* 8, 124–135.
- Maa-amet. (2014). Eesti Topograafia Andmekogu. Metsade kiht. Tallinn.
- McDonald, J.H. (2014). Handbook of Biological Statistics (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland. 140–144.
- Mäkeläinen, S., Schrader, M., & Hanski, I.K. (2015). Factors explaining the occurrence of the Siberian flying squirrel in urban forest landscape. *Urban Ecosyst.* 18, 223–238.
- Marra, G., & Wood, S.N. (2011). Practical variable selection for generalized additive models. *Comput. Stat. Data Anal.* 55, 2372–2387.
- Metsakaitse- ja Metsauenduskeskus. (2009). Eesti Metsad 2008. Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. Tallinn.
- Michał, B., & Rafał, Z. (2014). Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *Eur. J. For. Res.* 133, 1–11.

- Microsoft Corporation. (2010). *Microsoft Office Professional Plus 2010. Microsoft Excel*, Version: 14. Redmond.
- Paradis, E., Claude, J., & Strimmer, K. (2004). *APE*: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20, 289–290.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W., *et al.* (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330, 1496–1501.
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing.
- Randla, T., Ojaste, I., Viht, E., Tammekänd, I., Leivits, M., Leivits, A., Mägi, P., & Nellis, R. (2015). Metsise (Tetrao urogalls) kaitse tegevuskava. Keskkonnaministeerium.
- Remm, J. (2010). Lendorava hoidmine on meie ühine mure. *Eesti Mets* 44, 23–28.
- Remm, J., Lõhmus, A., & Remm, K. (2006). Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *For. Ecol. Manage.* 221, 267–277.
- Reunanen, P., & Mönkkönen, M. (2015). Dynamic animal populations in managed forests: species ecological requirements and sustainable harvesting. *Ann. Zool. Fenn.* 52, 221–235.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M., & Nikula, A. (2000). Managing Boreal Forest Landscapes for Flying Squirrels. *Conserv. Biol.* 14, 218–226.
- Reunanen, P., Nikula, A., Mönkkönen, M., Hurme, E., & Nivala, V. (2002). Predicting occupancy for the Siberian flying squirrel in old-growth forest patches. *Ecol. Appl.* 12, 1188–1198.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Hurme, E., & Nivala, V. (2004). Assessing landscape thresholds for the Siberian flying squirrel. *Ecol. Bull.* 277–286.
- Saga, Ø., & Selås, V. (2012). Nest reuse by Goshawks after timber harvesting: Importance of distance to logging, remaining mature forest area and tree species composition. *For. Ecol. Manage.* 270, 66–70.
- Santangeli, A., Hanski, I.K., & Mäkelä, H. (2013). Integrating multi-source forest inventory and animal survey data to assess nationwide distribution and habitat correlates of the Siberian flying squirrel. *Biol. Conserv.* 157, 31–38.

- Savola, S., Henttonen, H., & Lindén, H. (2013). Vole Population Dynamics During the Succession of a Commercial Forest in Northern Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 50, 79–88.
- Selonen, V. (2004). Young flying squirrels (*Pteromys volans*) dispersing in fragmented forests. *Behav. Ecol.* 15, 564–571.
- Selonen, V., & Hanski, I.K. (2003). Movements of the flying squirrel *Pteromys volans* in corridors and in matrix habitat. *Ecography* 26, 641–651.
- Selonen, V., & Hanski, I.K. (2006). Habitat exploration and use in dispersing juvenile flying squirrels. *J. Anim. Ecol.* 75, 1440–1449.
- Selonen, V., & Hanski, I.K. (2010). Movements of dispersing flying squirrels in relation to siblings and parents. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 64, 1019–1027.
- Selonen, V., & Hanski, I.K. (2012). Dispersing Siberian flying squirrels (*Pteromys volans*) locate preferred habitats in fragmented landscapes. *Can. J. Zool.* 90, 885–892.
- Selonen, V., & Wistbacka, R. (2017). Role of breeding and natal movements in lifetime dispersal of a forest-dwelling rodent. *Ecol. Evol.* 7, 2204–2213.
- Selonen, V., Hanski, I.K., & Stevens, P.C. (2001). Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in fragmented forest landscapes. *Ecography* 24, 588–600.
- Selonen, V., Hanski, I.K., & Desrochers, A. (2007). Natal habitat-biased dispersal in the Siberian flying squirrel. *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 274, 2063–2068.
- Selonen, V., Sulkava, P., Sulkava, R., Sulkava, S., & Korpimäki, E. (2010). Decline of flying and red squirrels in boreal forests revealed by long-term diet analyses of avian predators: Decline of flying and red squirrels. *Anim. Conserv.* 13, 579–585.
- Selonen, V., Hanski, I.K., & Mäkeläinen, S. (2012). Predictors of long-distance dispersal in the Siberian flying squirrel. *Evol. Ecol.* 26, 1361–1369.
- Selonen, V., Painter, J.N., Rantala, S., & Hanski, I.K. (2013). Mating system and reproductive success in the Siberian flying squirrel. *J. Mammal.* 94, 1266–1273.
- Selonen, V., Hanski, I.K., & Wistbacka, R. (2014). Communal nesting is explained by subsequent mating rather than kinship or thermoregulation in the Siberian flying squirrel. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 68, 971–980.
- Shar, S., Lkhagvasuren, D., Henttonen, H., Maran, T., & Hanski, I. (2016). *Pteromys volans*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.

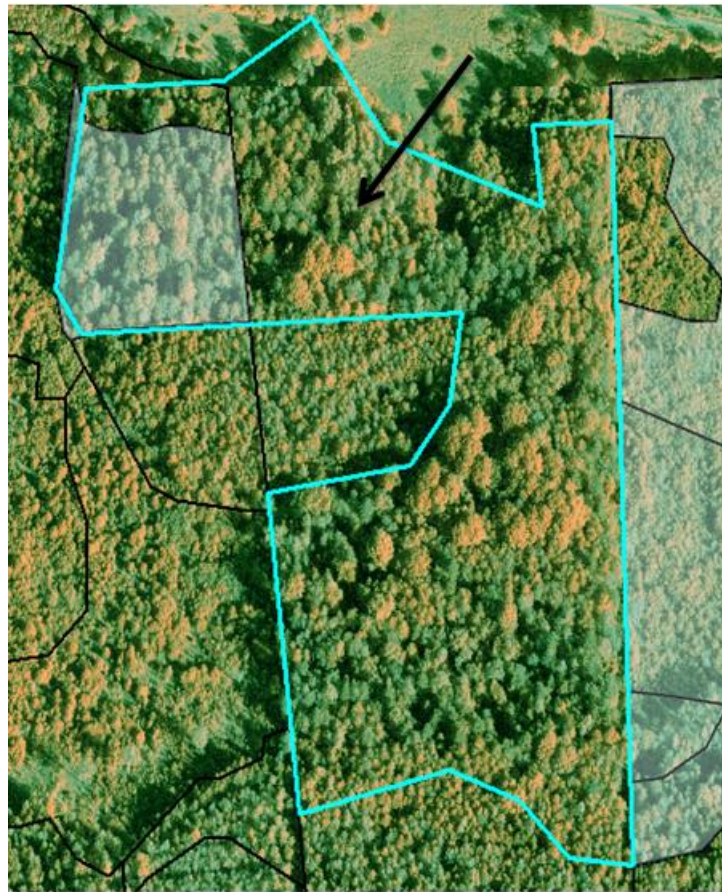
- Smith, M.J., Betts, M.G., Forbes, G.J., Kehler, D.G., Bourgeois, M.C., & Flemming, S.P. (2011). Independent effects of connectivity predict homing success by northern flying squirrel in a forest mosaic. *Landsc. Ecol.* 26, 709–721.
- Smith, M.J., Forbes, G.J., & Betts, M.G. (2013). Landscape configuration influences gap-crossing decisions of northern flying squirrel (*Glaucomys sabrinus*). *Biol. Conserv.* 168, 176–183.
- StatSoft, Inc. (2011). *STATISTICA*: data analysis software system, version 10. Tulsa.
- Sutherland, G.D., Harestad, A.S., Price, K., & Lertzman, K.P. (2000). Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conserv. Ecol.* 4, 16.
- Tchabovsky, A.V., Savinetskaya, L.E., Surkova, E.N., Ovchinnikova, N.L., & Kshnyasev, I.A. (2016). Delayed threshold response of a rodent population to human-induced landscape change. *Oecologia* 182, 1075–1082.
- Timm, U., & Kiristaja, P. (2002). The Siberian flying squirrel (*Pteromys volans* L.) in Estonia. *Acta Zool. Lituan.* 12, 433–436.
- Timm, U., & Ojaste, I. (2016). Lendorava (*Pteromys volans*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaministeerium.
- Väli, Ü. & Tuule, A. (2015). Kanakulli (*Accipiter gentilis*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaministeerium.
- Wood, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J. R. Statistic. Soc. B* 73, 3–36.

Lisa 1. Analüüsi kaasatud leiukoht Kütametsa (Änniksaare)



Näide analüüsi kaasatud, kuid mittetäieliku puistuinfoga leiukohast. Metsaregistri eraldised on piiritletud musta joonega. Halli varjutusega alad vastavad potentsiaalselt sobiva pesitsuselupaiga piirväärtustele. Keskkonnaregistris registreeritud leiukoht on piiritletud sinise joonega. Nool viitab takseerimata alale leiukohas. Kuna see moodustab leiukoha originaalpindalast alla poole ning ortofoto järgi on võimalik hinnanguliselt määrata selle ala sarnasus lendoravatele sobivate aladega, siis jäeti see leiukoht analüüsi sisse.

Lisa 2. Analüüsist väljajäetud leiukoht Karujälje 2



Näide analüüsist väljajäetud leiukohast, mille puhul puudus puistuinfo üle poole leiukoha piiridesse jääva ala kohta. Metsaregistri eraldised on piiritletud musta joonega. Halli varjutusega alad vastavad potentsiaalselt sobiva pesitsuselupaiga piirväärtustele. Keskkonnaregistris registreeritud leiukoht on piiritletud sinise joonega. Nool viitab takseerimata alale leiukohas. Kuna see moodustab leiukoha pindalast üle poole, siis jäeti vastav leiukoht analüüsist välja.

Lisa 3. Ebakvaliteetse liikumismaastiku määratlemiseks vajalik info

Tabel L1. Ebakvaliteetse liikumismaastiku määratlemiseks 10 m kõrguste puistute keskmised vanused boniteediklassides vanuse-kõrguse seose järgi.

Boniteediklass	Vastavas boniteediklassis kasvava enamustuuga puistud	10 m kõrguse puistu keskmine vanus (a)	Puistute arvuga kaalutud keskmine vanus 10 m kõrgustel puudel
1A	4769	20	27 aastat
1	32904	20	
2	47495	23	
3	19530	31	
4	7250	46	
5	3086	64	
5A	995	98	

Tabel L2. Enamustuude sünniaastate piirväärtused igas boniteediklassis (tähistatud B-ga) iga seireaasta kohta.

Seireaasta	B1A	B1	B2	B3	B4	B5	B5A
2016	1996	1996	1993	1985	1970	1952	1918
2015	1995	1995	1992	1984	1969	1951	1917
2014	1994	1994	1991	1983	1968	1950	1916
2013	1993	1993	1990	1982	1967	1949	1915
2012	1992	1992	1989	1981	1966	1948	1914
2011	1991	1991	1988	1980	1965	1947	1913
2010	1990	1990	1987	1979	1964	1946	1912
2009	1989	1989	1986	1978	1963	1945	1911
2008	1988	1988	1985	1977	1962	1944	1910
2007	1987	1987	1984	1976	1961	1943	1909
2006	1986	1986	1983	1975	1960	1942	1908

Lisa 4. Spearmani korrelatsioonimaatriksid

Tabel L3. Kohatunnustega Spearmani korrelatsioonimaatriks, rasvased väärtused on statistiliselt olulised ($p < 0,5$).

Tunnus	1	2	3	4	5	6
1. Koha pindala (ha)						
2. Haava tagavara (m ³ /ha)	0,09					
3. Kuuse tagavara (m ³ /ha)	0,08	0,13				
4. Männi tagavara (m ³ /ha)	-0,001	-0,21	-0,05			
5. Kase tagavara (m ³ /ha)	0,24	-0,08	-0,60	-0,35		
6. Sanglepa tagavara (m ³ /ha)	0,31	-0,08	-0,18	-0,31	0,38	
7. Hall lepa tagavara (m ³ /ha)	0,01	-0,01	-0,11	-0,21	0,21	0,08

Tabel L4. 500 m ulatuse maastikutunnustega Spearmani korrelatsioonimaatriks, rasvased väärtused on statistiliselt olulised ($p < 0,5$).

Tunnus	1	2	3
1. Madala metsa osakaal			
2. Liikumismaastiku osakaal	-0,17		
3. Pesitsuselupaiga osakaal	0,004	-0,45	
4. Lähima pesitsuselupaiga kaugus (m)	0,002	0,13	-0,32

Tabel L5. 2 km ulatuse maastikutunnustega Spearmani korrelatsioonimaatriks, rasvased väärtused on statistiliselt olulised ($p < 0,5$).

Tunnus	1	2	3
1. Madala metsa osakaal			
2. Liikumismaastiku osakaal	0,10		
3. Pesitsuselupaiga osakaal	0,49	-0,30	
4. Lähima pesitsuselupaiga kaugus (m)	-0,06	0,06	-0,15

Tabel L6. 9 km ulatuse maastikutunnustega Spearmani korrelatsioonimaatriks, rasvased väärtused on statistiliselt olulised ($p < 0,5$).

Tunnus	1	2	3
1. Madala metsa osakaal			
2. Liikumismaastiku osakaal	0,19		
3. Pesitsuselupaiga osakaal	0,70	-0,19	
4. Lähim pesitsuselupaiga kaugus (m)	-0,09	0,22	-0,13

Lisa 5. Ülevaade keskkonnatunnuste väärtustest

Tabel L7. Koha pindala (ha) ja puuliikide tagavarad (m³/ha) üle kõikide analüüsi kaasatud leiukohtade. Puuliikide keskmised on kaalutud leiukoha pindalaga.

Statistik	Pindala	Haab	Kuusk	Mänd	Kask	Sanglepp	Hall lepp
Keskmine	11,21	93,33	86,91	25,31	91,24	18,68	2,29
Min	0,69	11,00	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00
Max	49,16	521,00	226,56	252,09	176,21	155,64	31,67

Tabel L8. Maastikutunnuste väärtused üle kõikide analüüsi kaasatud leiukohtade kolmes uuritud ulatuses.

Statistik	M 0,5	M 2	M 9	L 0,5	L 2	L 9	E 0,5	E 2	E 9	LE
Keskmine	0,19	0,15	0,13	0,41	0,44	0,44	0,28	0,21	0,14	20,23
Min	0,01	0,01	0,05	0,16	0,24	0,39	0,04	0,05	0,07	0,00
Max	0,43	0,38	0,20	0,83	0,73	0,49	0,55	0,39	0,22	270,27

Märkus: madala metsa osakaal (M), liikumismaastiku osakaal (L), pesitsuselupaiga osakaal (E), lähima pesitsuselupaiga kaugus meetrites (LE), 500 m ulatus (0,5), 2 km ulatus (2), 9 km ulatus (9)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Maarja Poska,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Lendorava (*Pteromys volans*) leiukoha asustus: puistu- ja maastikuseosed,

mille juhendaja on Jaanus Remm,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **24.05.2017**